Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

91-04403/

Recommandations pour la qualité des eaux côtières et estuariennes au Canada: polychlorobiphényles

D.R.J. Moore et S.L. Walker

ÉTUDE N° 186, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991

(Available in English on request)

Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/186F
ISBN 0-662-96828-X

Table des matières

Page

RÉSUMÉ vi

ABSTRACT vi

AVANT-PROPOS vii

INTRODUCTION ET DONNÉES DE BASE 1
- Production 2
- Recommandations et lois 2
  - Recommandations 2
  - Lois 3

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES 3
- Apparence 3
- Composition moléculaire des formulations d'Aroclor 3
- Masse moléculaire 4
- Point d'ébullition 4
- Volatilité 4
- Solubilité 5
- Méthodes analytiques 6
  - Purification des échantillons 6
  - Séparation des PCB 6
  - Seuils de détection 7

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT 7
- Sources 7
  - Air 8
  - Décharges 8
  - Effluents industriels 8
  - Eaux usées rejetées par les municipalités 9
  - Boues produites par le traitement des eaux usées industrielles et municipales 9
- Concentrations résiduelles dans le monde 9
  - Masse d'eau 9
  - Sédiments 9
  - Biote 9
- Concentrations résiduelles au Canada 10
  - Masse d'eau 10
  - Sédiments 10
  - Biote 10

DEVENIR ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT 11
- Comportement dans l'environnement marin 11
- Persistance dans l'environnement marin 11
  - Eau et sédiments 11
  - Biote 13

Table des matières (suite)

Page

Mécanismes de dégradation 14
Photolyse 14
Dégradation microbienne 14
Métabolisme chez les poissons, les oiseaux et les mammifères 14

BIOACCUMULATION 15

TOXICITÉ POUR LE BIOTE MARIN 15
Études de létalité aiguë 16
Plantes marines 16
Invertébrés marins 17
Poissons marins 18
Autres biotes marins 18
Résumé 18
Études de létalité chronique 19
Plantes marines 19
Invertébrés marins 19
Poissons marins 19
Résumé 20
Études de sublétalité 20
Plantes marines 20
Invertébrés marins 20
Poissons marins 21
Résumé 21
Effets sur un biote soumis à un stress 22
Plantes marines 22
Invertébrés marins 22
Poissons marins 22
Oiseaux marins 22
Résumé 22
Effets des PCB injectés ou présents dans la nourriture 23
Invertébrés marins 23
Poissons marins 23
Oiseaux marins 23

RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS 25

REMERCIEMENTS 27

RÉFÉRENCES 27

ANNEXE A. Recherche bibliographique 33

ANNEXE B. Système de numérotation de l'UICPA pour les composés des PCB . 37

ANNEXE C. Concentrations de PCB 41

Table des matières (suite)

Page

ANNEXE D. Facteurs de bioaccumulation des PCB dans le biote 55

ANNEXE E. Études 57

Tableaux

1. Nombre d'isomères possibles et pourcentage de chlore en poids pour les dix classes de chlorobiphényles 1
2. Noms commerciaux des diverses formulations de PCB 2
3. Quantité de PCB au Canada, selon les utilisations 2
4. Composition moléculaire approximative (%) de différents Aroclors 4
5. Propriétés physiques et chimiques des congénères des PCB et des formulations d'Aroclor 5
6. Caractéristiques des méthodes d'analyse des PCB à faible, moyen et haut pouvoir séparateur 6
7. Persistance des congénères et mélanges de PCB dans le biote marin 13

Illustrations

Figure 1. Système de numérotation et de nomenclature pour les PCB 1
Figure 2. Voies de pénétration et compartimentage des PCB dans l'environnement 12
Figure 3. CL_{50}/CE_{50} observées dans le biote marin après des expositions à court terme aux PCB 18
Figure 4. CL_{50} observées dans le biote marin après une exposition à long terme aux PCB 20
Figure 5. Réactions sublétales observées dans le biote marin exposé aux PCB . 21
Figure 6. Létalité observée dans les biotes marins soumis à un stress additionnel après avoir été exposés aux PCB 23
Figure 7. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des PCB dans l'environnement marin 24
Figure 8. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation relative à la concentration de PCB dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique marine 26

Résumé

On a fait une étude de la documentation sur les propriétés physiques et chimiques des polychlorobiphényles (PCB), leurs concentrations dans l'environnement marin, leur devenir et persistance, leur bioaccumulation, et leux toxicité pour le biote marin. On trouvera dans cette publication un résumé de l'information sur le sujet. Cette information a servi à l'élaboration de recommandations relatives aux PCB afin de protéger et préserver le biote aquatique marin.

Abstract

A literature review was conducted on the physical and chemical properties of polychlorinated biphenyls (PCBs), their concentrations in the marine environment, their fate and persistence, their bioaccumulation, and their toxicity to marine biota. The information is summarized in this publication. From it, a Canadian water quality guideline is developed for PCBs to ensure the protection and maintenance of marine aquatic biota.

Avant-propos

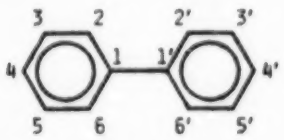
Les polychlorobiphényles (PCB) constituent un groupe complexe de composés d'hydrocarbures chlorés qui sont présents dans tout l'environnement, car on les fabrique depuis longtemps, leurs utilisations sont nombreuses, et leur persistance dans l'environnement est grande. La contamination de l'environnement par les PCB soulève des inquiétudes sérieuses, en raison de leur persistance dans l'environnement, de leur tendance à se bioaccumuler dans le biote et de leur toxicité chronique pour le biote. En raison de ces inquiétudes, le gouvernement du Canada a pris les mesures afin de faire cesser l'importation et la production des PCB (Strachan, 1988) et d'assurer leur élimination sûre (p. ex., Canadian Environmental Control Newsletter, 1988; d'Environnement Canada, 1988). Au Canada (CCMRE, 1987) et aux États-Unis (U.S. EPA, 1980), on a établi des concentrations limites visant à protéger le biote aquatique d'eau douce. Toutefois, bien que les États-Unis aient établi une concentration limite de 0,03 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour les PCB afin de protéger le biote aquatique marin (U.S. EPA, 1980), aucune recommandation n'a été formulée au Canada à cet égard. Le présent rapport a donc pour but de recommander des concentrations limites de PCB au Canada afin de protéger et préserver le biote aquatique marin. L'étude examine les propriétés physiques et chimiques des PCB, leurs concentrations dans l'environnement marin, leur devenir et persistance, leur bioaccumulation, et leur toxicité pour le biote marin.

Recommandations pour la qualité des eaux côtières et estuariennes au Canada : polychlorobiphényles

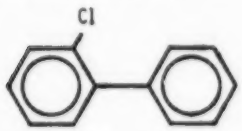
D.R.J. Moore et S.L. Walker

INTRODUCTION ET DONNÉES DE BASE

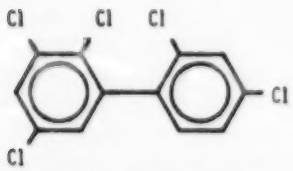
Le terme générique polychlorobiphényle (PCB) désigne un groupe de 209 congénères, chacun contenant un nombre donné d'atomes de chlore autour d'un noyau biphényle (annexe B) (Tanabe, 1988). Les emplacements possibles que peuvent occuper les atomes de chlore substitués aux atomes d'hydrogène sont numérotés selon la notation standard de l'American Chemical Society (figure 1); les PCB ayant



LA MOLÉCULE DE BIPHÉNYLE



EXEMPLE D'UN MONOCHLOROBIPHÉNYLE
(2-chlorobiphényle)



EXEMPLE D'UN PENTACHLOROBIPHÉNYLE
(2,2',3,4,5-pentachlorobiphényle)

Figure 1. Système de numérotation et de nomenclature pour les PCB.

un même nombre d'atomes de chlore par noyau biphényle sont groupés dans une même classe, et un préfixe numérique indique le nombre de substituants (tableau 1) (Rappe et Buser, 1980; Ghirelli et coll., 1983). Par exemple, dans le tétrachlorobiphényle, quatre atomes de chlore sont substitués sur un noyau biphényle.

Tableau 1. Nombre d'isomères possibles et pourcentage de chlore en poids pour les dix classes de chlorobiphényles

Chlorobiphényle	Formule empirique	Nombre d'isomères possibles	Pourcentage de chlore en poids
Biphényle	$C_{12}H_{10}$	1	0
Monochlorobiphényle	$C_{12}H_9Cl$	3	18,8
Dichlorobiphényle	$C_{12}H_8Cl_2$	12	31,8
Trichlorobiphényle	$C_{12}H_7Cl_3$	24	41,3
Tétrachlorobiphényle	$C_{12}H_6Cl_4$	42	48,6
Pentachlorobiphényle	$C_{12}H_5Cl_5$	46	54,3
Hexachlorobiphényle	$C_{12}H_4Cl_6$	42	58,9
Heptachlorobiphényle	$C_{12}H_3Cl_7$	24	62,8
Octachlorobiphényle	$C_{12}H_2Cl_8$	12	66,0
Nonachlorobiphényle	$C_{12}HCl_9$	3	68,7
Décachlorobiphényle	$C_{12}Cl_{10}$	1	71,2

Source : U.S. EPA, 1980.

Les PCB sont produits commercialement sous forme de mélanges complexes de chlorobiphényles dont les utilisations dépendent avant tout du pourcentage de chlore dans le mélange. Les mélanges contenant de 21 % à 54 % de chlore par unité de poids sont largement utilisés comme fluides diélectriques dans les systèmes électriques clos (U.S. EPA, 1980). Les mélanges à haute et faible teneur en chlore ont des utilisations diverses : comme plastifiants, fluides caloporteurs, fluides hydrauliques, fluides dans les pompes à l'huile et les compresseurs, lubrifiants, charges pour les cires, et adhésifs spéciaux, et comme revêtements de surface pour le papier autocopiant (Peakall et Lincer, 1970; CCMRE, 1986). Toutes ces dernières utilisations ont été interdites aux États-Unis en 1971 (U.S. EPA, 1980) et au Canada en 1977 (Strachan, 1988). Au Canada, les PCB sont actuellement utilisés seulement dans le matériel électrique clos fabriqué avant 1980 (Strachan, 1988). Les noms commerciaux les plus courants sous lesquels les PCB liquides ont été vendus comprennent : Aroclor, Askarel, Kanechlor et Phenoclor (voir le tableau 2 pour les autres noms commerciaux) (McDonald et Tourangeau, 1986). Tous les PCB fabriqués en Amérique du Nord l'ont été par

Tableau 2. Noms commerciaux des diverses formulations de PCB

Apirolio	Inerteen (É.-U. et Can.)
Aroclor (É.-U. et Can.)	Kanechlor (Japon)
Aroclor B	Nepolin
Asbestol	Phenoclor (France)
Askarel	Pydraul (U.S.)
Chlophen (Allemagne)	Pyralene (France)
Chlorextol	Pyranol (É.-U. et Can.)
Chlorinol	Pyroclor (Grande-Bretagne)
Diaclor	Saf-t-kuhl
DK Décachlorobiphényle	Santotherm (Japon)
Dykanol	Santovec 1
Elemex	Santovec 2
Eucarel	Sovol
Fenclor (Italie)	Therminol Fr Series
Inclor	

Source : M. Donald et Tourangeau, 1986.

Monsanto Co. sous le nom commercial Aroclor. Les divers mélanges d'Aroclor disponibles sur le marché sont désignés par un nombre dont les deux premiers chiffres représentent le type moléculaire (12 = chlorobiphényles) et les deux derniers chiffres représentent le pourcentage de chlore en poids (Peakall et Lincer, 1970; Kalmaz et Kalmaz, 1979). Ainsi, l'Aroclor 1242 est un mélange de chlorobiphényles contenant 42 % de chlore en poids.

Production

Schmidt et Schulz ont pour la première fois synthétisé les PCB en 1881, et leur production commerciale date de 1929. À partir du milieu des années 1950, la production mondiale de PCB a augmenté de façon marquée, pour atteindre un maximum à la fin des années 1960 (Tanabe, 1988). En tout, on a produit dans le monde 1,2 million de tonnes de PCB, dont seulement 4 % ont été dégradés ou incinérés, 65 % ont été stockés sur terre et peuvent se retrouver dans l'environnement, et 31 % ont déjà été rejetés dans l'environnement (Hansen, 1987; Tanabe, 1988). Depuis la découverte de la contamination généralisée de l'environnement par les PCB (Jensen et coll., 1969), la production a grandement fléchi au cours des années 1970 et 1980, bien que plusieurs pays, surtout l'Union soviétique et le Japon, fabriquent encore des PCB en quantités importantes (Tanabe, 1988).

En Amérique du Nord, on a fabriqué environ 635 000 t de PCB avant que leur importation et leur fabrication ne soient interdites (CCMRE, 1986). De ce total, le Canada a importé 40 000 t (aucun PCB n'a été fabriqué au Canada) (Environnement Canada, 1985). À l'heure actuelle, on a retracé 24 300 t qui sont soit stockées en vue d'être éliminées, soit encore en utilisation, pour la plupart dans des transformateurs électriques (tableau 3) (Environnement Canada, 1985). Par conséquent, on ignore ce qu'il est advenu de 40 % de tous les PCB importés au Canada; il est probable que la majeure partie d'entre eux ont été rejetés dans l'environnement.

Tableau 3. Quantité de PCB au Canada, selon les utilisations

Application	Quantité (t)	% du total
Systèmes électriques		
Condensateurs	2 793,6	11,5
Transformateurs	14 852,8	61,1
Électro-aimants	55,9	0,2
Autres	79,4	0,3
Systèmes mécaniques		
Systèmes hydrauliques	17,5	0,1
Transfert de chaleur	0,1	0,0004
Matériel de production de vide	1,0	0,004
Stockage en vue de l'élimination	6 510,0	26,8

Source : Environnement Canada, 1985.

Recommandations et lois

Recommandations

Pour protéger la vie aquatique d'eau douce, l'U.S. EPA (1980) a établi un critère de 0,014 $\mu g \cdot L^{-1}$ de PCB pour une moyenne de 24 h. Le critère correspondant pour l'environnement marin est de 0,03 $\mu g \cdot L^{-1}$. Toutefois, les auteurs du document de l'U.S. EPA (1980) ont indiqué que ces critères étaient probablement d'un ordre de grandeur trop élevés, car chaque critère était fondé sur des facteurs de bioconcentration mesurés en laboratoire, lesquels sous-estiment la bioconcentration réelle dans l'environnement, et ce, par un facteur d'au moins 10. Plusieurs États américains (p. ex., Indiana, Ohio, Pennsylvanie) ont adopté des critères plus prudents pour la protection de la vie aquatique d'eau douce (i.e., 0,001 $\mu g \cdot L^{-1}$) (Richardson, 1987).

Au Canada, la concentration limite de PCB pour la protection de la vie aquatique d'eau douce a été fixée à 0,001 $\mu g \cdot L^{-1}$ (CCMRE, 1987). Cette

recommandation est équivalente aux objectifs de qualité de l'eau établis par la Commission mixte internationale pour les Grands Lacs, et à ceux établis par les provinces du Québec et de l'Ontario pour l'eau douce (Richardson, 1987). Il n'existe pas au Canada de recommandations à l'égard des PCB pour la protection de la vie aquatique marine.

Lois

Au Canada, les PCB ont sérieusement retenu l'attention pour la première fois en 1976, après la publication d'un rapport d'un groupe de travail. En se basant sur ce rapport, le gouvernement du Canada a adopté des lois en 1977, en vertu d'une nouvelle Loi sur les contaminants de l'environnement (Strachan, 1988) interdisant toute importation, fabrication, et utilisation des PCB contenant trois atomes de chlore ou plus (sauf pour ceux qui sont utilisés comme fluides diélectriques ou caloporteurs). En 1980, on a révisé cette loi afin d'empêcher l'utilisation des PCB dans le nouveau matériel électrique ou pour l'entretien du matériel existant. Des règlements additionnels, instaurés en 1985, restreignent l'utilisation des PCB aux fluides diélectriques dans le matériel électrique existant. Ce matériel est progressivement remplacé, et tout l'équipement contenant des PCB devrait être mis hors service d'ici plusieurs décennies (Strachan, 1988). Les PCB apparaissent sur la liste des substances toxiques (Gazette du Canada, 1989), en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE).

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Il existe 209 isomères et congénères des PCB, puisque la molécule de biphényle peut contenir de 1 à 10 atomes de chlore (annexe B) (Hansen, 1987; Safe et coll., 1987). La production commerciale des PCB comporte une chloration aléatoire, ce qui fait qu'une formulation donnée peut comprendre de 40 à 80 congénères de PCB différents (Safe et coll., 1987). En raison des conditions variables de fabrication, le contenu en congénères pour chaque formulation de PCB (p. ex., Aroclor 1260) peut varier avec le temps (Stout, 1986). Par conséquent, les formulations de PCB ne sont pas des substances fixes, ce qui a trois conséquences : (1) les propriétés physiques et chimiques des congénères et formulations des PCB varient; (2) les procédures analytiques sont souvent imprécises, et dans les études faites en collaboration internationale, on a souvent observé de grandes fluctuations dans l'identification et la quantification des congénères des PCB à partir d'échantillons standard (Stout, 1986); et (3) des formulations similaires ont des effets biologiques fort différents, notamment en ce qui concerne leur compartimentage, leur persistance, leur degré de dégradation et leur toxicité (Hansen, 1987). De plus, on a peu étudié les effets de la salinité sur les propriétés physiques et chimiques des PCB. Le comportement détaillé des PCB dans l'environnement marin est donc en grande partie inconnu.

Compte tenu de ces faits, la présente section du rapport porte sur les propriétés physiques et chimiques des PCB dans l'environnement marin, sur les méthodes analytiques utilisées pour détecter les PCB et sur les limites méthodologiques de la détection.

Apparence

Les chlorobiphényles sont des cristaux incolores lorsqu'ils sont isolés sous forme pure par recristallisation (Rappe et Buser, 1980). Toutefois, lorsque le biphényle est chloré par catalyse avec du chlore anhydre pendant les phases de fabrication commerciale, le point de fusion de la substance ainsi produite est abaissé, et on obtient un liquide (Rappe et Buser, 1980; Ghirelli et coll., 1983). Les formulations de PCB inférieurs (Aroclor 1016, 1221, 1232, 1242, 1248) sont des huiles incolores et mobiles (U.S. EPA, 1980). Les chlorobiphényles supérieurs sont des liquides visqueux jaunes (Aroclor 1254), des résines noires (Aroclor 1260, 1262) ou des poudres blanches (Aroclor 1268, 1270) (U.S. EPA, 1980).

Composition moléculaire des formulations d'Aroclor

Les formulations d'Aroclor dites «inférieures» (1221, 1232, 1016) sont essentiellement composées de mono-, di- et trichlorobiphényles (tableau 4) (Rappe et Buser, 1980). Monsanto Co. a introduit l'Aroclor 1016 en 1971 afin de remplacer l'Aroclor 1242, qui avait une plus grande persistance biologique; dans le 1016, les chlorobiphényles penta- et supérieurs sont absents (Ghirelli et coll., 1983). À mesure que la teneur en chlore augmente, il y a de moins en moins de mono-, di- et trichlorobiphényles dans les formulations; ces composés sont absents des formulations Aroclor 1254 et 1260, qui sont riches en penta-, hexa- et heptachlorobiphényles (tableau 4) (U.S. EPA, 1980).

Tableau 4. Composition moléculaire approximative (%) de différents Aroclors

Chlorobiphényle	1221	1232	1016	1242	1248	1254	1260
Biphényle	11,0	6,0	Tr	–	–	–	–
Monochlorobiphényle	51,0	26,0	1,0	1,0	–	–	–
Dichlorobiphényle	32,0	29,0	20,0	17,0	1,0	–	–
Trichlorobiphényle	4,0	24,0	57,0	40,0	23,0	–	–
Tétrachlorobiphényle	2,0	15,0	21,0	32,0	50,0	16,0	–
Pentachlorobiphényle	0,5	0,5	1,0	10,0	20,0	60,0	12,0
Hexachlorobiphényle	–	–	Tr	0,5	1,0	23,0	46,0
Heptachlorobiphényle	–	–	–	–	–	1,0	36,0
Octachlorobiphényle	–	–	–	–	–	–	6,0
Nonachlorobiphényle	–	–	–	–	–	–	–
Décachlorobiphényle	–	–	–	–	–	–	–

Source : U.S. EPA, 1980.

Tr = trace (< 0,01 %)

Masse moléculaire

La masse moléculaire des formulations d'Aroclor varie de 192 $g \cdot mol^{-1}$ pour l'Aroclor 1221 à 372 $g \cdot mol^{-1}$ pour l'Aroclor 1260 (tableau 5) (Mackay et coll., 1983). La masse moléculaire des congénères des chlorobiphényles varie de 189 à 499 $g \cdot mol^{-1}$ pour les mono- et les décachlorobiphényles, respectivement.

Point d'ébullition

Les points d'ébullition pour les formulations d'Aroclor et certains congénères de PCB sont indiqués au tableau 5. En règle générale, le point d'ébullition augmente de 29 °C pour le premier atome de chlore en plus, et ensuite cette augmentation se poursuit mais avec 2 °C de moins pour chaque atome de chlore subséquent (Mackay et coll., 1983). Les Aroclors ne se cristallisent habituellement pas si on les chauffe ou les refroidit, mais ils deviennent résineux à une température précise appelée «point d'écoulement» (tableau 5) (U.S. EPA, 1980).

Volatilité

La volatilité est une propriété difficile à déterminer, car il n'existe pas actuellement de méthodes acceptées de mesure, et aussi parce que les différentes formulations de PCB contiennent des mélanges de congénères qui peuvent se volatiliser à des vitesses différentes. Dans les études de laboratoire, on détermine souvent la vapeur de pression afin de connaître de façon approximative la volatilité possible du composé dans l'environnement. Toutefois, la volatilité des formulations de PCB dépend de plusieurs facteurs environnementaux : profondeur de la masse d'eau, dynamique de l'air et de l'eau, concentration de PCB dans l'eau, teneur des sédiments en matières organiques et présence de particules dans l'eau.

En règle générale, la pression de vapeur des PCB, à partir de la phase solide, diminue d'un facteur de 2 à 3 pour chaque atome de chlore en plus (Mackay et coll., 1983), et est comprise entre $8,4 \times 10^{-3}$ mm Hg pour le 2-monochlorobiphényle à $3,7 \times 10^{-5}$ mm Hg pour le 2,4,2',4'-tétrachlorobiphényle à 25 °C (1 mm Hg = 133,32 Pa) (Neely, 1983). On a suggéré que les isomères avec un empêchement stérique (c'est-à-dire avec les atomes de chlore en position ortho) comme le 2,2'-dichlorobiphényle ont une pression de vapeur plus élevée que les PCB ne subissant aucune contrainte interne (p. ex., le 3,3'-dichlorobiphényle) (Neely, 1983; Hansen, 1987). Comme dans le cas des congénères de PCB, la vapeur de pression des formulations de PCB diminue en fonction inverse de la teneur en chlore (U.S. EPA, 1980; Hansen, 1987).

En se servant des valeurs de solubilité et de pression de vapeur, on peut calculer un coefficient de partage air/eau (constante de Henry). Au moyen de cette constante, on peut calculer les vitesses auxquelles les congénères de PCB sont perdus par une masse d'eau. En règle générale, la constante de Henry est indépendante du nombre d'atomes de chlore et est comprise dans la plage de 60 à 86 $Pa \cdot m^3 \cdot mol^{-1}$ (tableau 5) (Mackay et coll., 1983). D'après ces valeurs, il semble que la volatilisation des PCB de l'eau vers l'air est relativement «rapide» et que la répartition des congénères de PCB dans l'eau et dans l'air devrait être similaire. Toutefois, les observations réalisées sur le terrain ne corroborent pas ces prévisions, ce qui laisse entendre que d'autres facteurs jouent un rôle important dans les vitesses de volatilisation des PCB. Dans les milieux aquatiques naturels, les PCB sont fortement adsorbés sur les sédiments et les particules dissoutes (Biggs et coll., 1980; Harding et Addison, 1986); ce facteur a probablement pour effet de réduire la vitesse de volatilisation des PCB (U.S. EPA, 1980). Pour mieux comprendre les flux massiques des PCB dans l'environnement, il faudra davantage tester les hypothèses susmentionnées et les données utilisées dans le calcul de la constante de Henry (Strachan, 1988).

Solubilité

La solubilité des congénères de PCB dans l'eau douce est extrêmement faible et est comprise entre 7200 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le monochlorobiphényle et 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour le décachlorobiphényle (tableau 5) (Mackay et coll., 1983). En règle générale, les valeurs de solubilité diminuent d'un facteur de 2 à 3 pour chaque atome de chlore en plus (Mackay et coll., 1983). Toutefois, cette diminution n'est pas linéaire, car les effets stériques des atomes de chlore substitués en position ortho augmentent la solubilité de ces isomères dans l'eau (Hansen, 1987). La solubilité des formulations commerciales dans l'eau douce varie de 225–250 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'Aroclor 1016 à 2,7 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'Aroclor 1260 (tableau 5) (U.S. EPA, 1980).

En raison de la nature extrêmement apolaire des PCB, leur solubilité dans l'eau est fonction inverse de la salinité, au point où on peut prévoir une réduction de 25 % de la solubilité pour une augmentation de la salinité de 33 parties par mille (Wiese et Griffin, 1978). Toutefois, les données sont contradictoires quant à la «véritable» solubilité des PCB dans l'eau salée (Schoor, 1975). Les solubilités publiées pour Aroclor 1254 dans l'eau douce varient de moins de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Schoor, 1975) à 3000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Zitko, 1970), et dans l'eau salée, elles varient de moins de 0,04 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Schoor, 1975) à 1500 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Zitko, 1970). Les différences sont dues au fait qu'à faible concentration, l'ultracentrifugation doit durer longtemps afin d'éliminer des émulsions les agrégats stables de PCB (Schoor, 1975; Ghirelli et coll., 1983). Par conséquent, la «véritable» solubilité des PCB dans l'eau salée est très difficile à déterminer, mais elle correspond probablement davantage aux valeurs les plus faibles publiées.

Tableau 5. Propriétés physiques et chimiques des congénères des PCB et des formulations d'Aroclor.

Composé	Masse moléculaire ($g \cdot mol^{-1}$)[1]	Point d'écoulement (°C)[2]	Point d'ébullition (°C)[1]	Pression de vapeur (mm Hg*)[2]	Constante de Henry ($Pa \cdot m^3 \cdot mol^{-1}$)[1]	Solubilité ($\mu g \cdot L^{-1}$)[1,2]	log K_{oe}[1]
Mono-CBP†	189	–	285	–	60	7200	4,66
Di-CBP	223	–	312	–	60	2200	5,19
Tri-CBP	257	–	337	–	77	670	5,76
Tétra-CBP	292	–	360	–	76	230	–
Penta-CBP	326	–	381	–	68	72	–
Hexa-CBP	361	–	400	–	86	21	–
Hepta-CBP	395	–	417	–	–	6	–
Octa-CBP	430	–	432	–	–	2	–
Nona-CBP	464	–	445	–	–	0,7	–
Déca-CBP	499	–	456	–	–	0,2	–
Aroclor 1221	192	–	275–320	–	–	200	4,1–4,7
Aroclor 1232	221	-35,5	290–320	–	–	–	4,5–5,2
Aroclor 1016	257	–	325–356	–	–	225–250	4,4–5,8
Aroclor 1242	261	-19,0	325–366	$4,06 \times 10^{-4}$	–	240	4,5–5,8
Aroclor 1248	288	-7,0	340–375	$4,94 \times 10^{-4}$	–	54	5,8–6,3
Aroclor 1254	327	10,0	365–390	$7,71 \times 10^{-5}$	–	12	6,1–6,8
Aroclor 1260	372	35–38,0	385–420	$4,05 \times 10^{-5}$	–	2,7	6,3–7,5

[1]Mackay et coll. (1983).
[2]U.S. EPA (1980).

* 1 mm Hg = 133,32 Pa
† CBP = chlorobiphényle

Les PCB sont facilement solubles dans les solvants organiques non polaires ou dans les systèmes biologiques riches en lipides (U.S. EPA, 1980). Pour prévoir le compartimentage des PCB dans l'environnement aquatique, on peut utiliser le coefficient de partage 1-octanol/eau (K_{oe}), lequel mesure la capacité d'une molécule à passer de la phase aqueuse à la phase non polaire (Shaw et Connell, 1984). Les valeurs log K_{oe} publiées varient de 4,1–4,7 pour l'Aroclor 1221 à 6,3–7,5 pour l'Aroclor 1260 (Mackay et coll., 1983). Comme les PCB ont des valeurs K_{oe} très élevées, on les retrouve davantage dans les sédiments de fond et les dépôts

de matières grasses dans le biote aquatique (Kalmaz et Kalmaz, 1979). Toutefois, il faut faire preuve de prudence quand on utilise les valeurs K_{oe} pour prévoir le compartimentage détaillé des PCB, car la structure des congénères et les vitesses auxquelles les congénères sont métabolisés ont des conséquences importantes sur leurs concentrations relatives dans l'eau, les sédiments et le biote (Shaw et Connell, 1984; Farrington et coll., 1986).

Méthodes analytiques

Purification des échantillons

Les méthodes utilisées pour extraire les PCB d'un échantillon et les procédures de nettoyage dépendent de la nature de l'échantillon : air, eau, sédiment ou biote. L'emploi de résines traitées comme l'Amberlite, le XAD-2 et le Tenax s'est avéré utile pour l'extraction des PCB contenus dans l'eau. Pour séparer les PCB des autres composés organochlorés, on a utilisé avec succès la chromatographie sur Florisil, gel de silice, alumine et charbon (Rappe et Buser, 1980).

Séparation des PCB

Lorsqu'on détermine les concentrations résiduelles de PCB, on doit tenir compte du fait que ceux-ci sont des mélanges complexes de divers congénères de PCB ayant des comportements différents. Par exemple, les composés de faible poids moléculaire s'évaporent et se dégradent beaucoup plus rapidement que ne le font les composés de masse moléculaire élevée (Stout, 1986). Par conséquent, on utilise trois méthodes principales pour caractériser et quantifier les PCB (tableau 6) (Safe et coll., 1983). Dans la plupart des méthodes analytiques, on utilise la chromatographie gazeuse (CG) avec colonnes remplies afin de séparer les composants des PCB, et la détection par capture d'électrons (DCE) pour les quantifier (Rappe et Buser, 1980; Safe et coll., 1987; Hansen, 1987). Toutefois, le faible pouvoir séparateur de cette technique ne permet pas de séparer les pics de nombreux congénères de PCB (Safe et coll., 1987). Cette technique a donc plusieurs inconvénients, soit la difficulté de quantifier les résidus dans des échantillons très dégradés, la difficulté de quantifier les isomères individuels, et l'absence de données sur les isomères de PCB potentiellement toxiques (Safe et coll., 1983). En outre, les résultats obtenus par des laboratoires différents varient grandement, en raison de la variabilité du choix des pics, de la quantification des signaux (hauteur des pics par rapport à leur surface) et manque d'uniformité dans l'utilisation des échantillons de référence (Stout, 1986; Farrington et coll., 1986; Schwartz et coll., 1987). Dans certaines études, on a obtenu des résultats pour la quantification des PCB qui différaient d'un facteur jusqu'à 100 par rapport aux échantillons standard (Stout, 1986).

Tableau 6. Caractéristiques des méthodes d'analyse des PCB à faible, moyen et haut pouvoir séparateur

Séparation	Détection	Quantification	Pouvoir séparateur
Colonne remplie	CE	Pic(s) ou correspondance de formes	Faible
Colonne remplie	SM	Pic(s) ou correspondance de formes	Moyen
Colonne capillaire	CE ou SM	Réponse isomères–congénères	Élevé

Source: Safe et coll., 1983.

L'utilisation conjointe de la chromatographie gazeuse et de la spectrométrie de masse (SM) offre un pouvoir séparateur moyen, et on a souvent recours à cette technique pour confirmer les masses moléculaires des divers congénères de PCB, et pour identifier les cocontaminants comme le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), le dichlorodéphénildichloroéthylène (DDE), l'hexachlorocyclohexane (lindane) et d'autres composés organochlorés (Safe et coll., 1987). Bien que cette technique constitue une amélioration par rapport à la technique précédente, elle est néanmoins handicapée par bon nombre des mêmes inconvénients (Safe et coll., 1983).

Au cours de la dernière décennie, on a mis au point une technique valable pour l'analyse à haute résolution des différents isomères des PCB (Safe et coll., 1983). Cette technique fait appel à la séparation haute résolution sur colonne capillaire de verre, couplée à la détection par SM ou DCE, et elle utilise comme échantillons de référence les 209 congénères de PCB (Safe et coll., 1983, 1987; Stout, 1986; Hansen, 1987). Cette technique d'analyse donne des résultats plus précis en ce qui concerne la composition en congénères, bien que l'identification incorrecte des

congénères demeure un problème (Stout, 1986). Par ailleurs, cette technique est très élaborée, ce qui rend difficile son utilisation dans les programmes de surveillance à grande échelle (Strachan, 1988).

Au Canada, le Laboratoire national de la qualité des eaux (LNQE) et l'Institut national de recherche sur les eaux (INRE) utilisent habituellement la CG avec colonnes remplies pour déterminer les polychlorobiphényles, lesquels sont quantifiés en PCB totaux (LNQE, 1985, 1987). On peut utiliser en premier une colonne capillaire afin de déterminer de façon qualitative si l'échantillon contient des PCB. On effectue ensuite des analyses quantitatives avec une colonne OV-101 remplie, et on fait des comparaisons avec un mélange standard des Aroclors 1242; 1254 et 1260 en proportion 1:1:1, à une concentration de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Cette description des techniques et des difficultés qui y sont associées souligne l'imprécision analytique intrinsèque qui entoure l'identification et la quantification des concentrations résiduelles de PCB dans l'environnement. Mais en plus de ces difficultés, les concentrations de PCB varient selon les espèces, l'âge et la taille des spécimens, le sexe, le type de tissu, le moment et le lieu du prélèvement (Stout, 1986). On peut alors comprendre combien il est difficile d'évaluer la pollution par les PCB. Seul un échantillonnage poussé et régulier des divers congénères de PCB permettra de faire des comparaisons fines entre les différents sites et dans le temps.

Seuils de détection

On a établi que les autres composés organochlorés peuvent nuire à l'analyse des PCB à des concentrations inférieures à 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'eau (Rappe et Buser, 1980) et à 100 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour les sédiments et les tissus biologiques (Strachan, 1988). Les concentrations représentant 10 % à 20 % de ces valeurs sont habituellement désignées par l'expression «traces» (Strachan, 1988). Il est possible d'abaisser les seuils de détection (par exemple en utilisant la spectrométrie de masse), mais les efforts requis sont énormes, ce qui empêche l'utilisation de ces méthodes dans les programmes d'échantillonnage à grande échelle (Rappe et Buser, 1980; Strachan, 1988).

Au LNQE et à l'INRE, les seuils de détection pour les PCB totaux sont de 0,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour l'eau, et de 90 $\mu g \cdot kg^{-1}$ pour les sédiments et les tissus biologiques (LNQE, 1985, 1987). On peut réduire le seuil de détection dans les sédiments à 10 $\mu g \cdot kg^{-1}$ en utilisant une technique d'extraction par ultrasons.

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Sources

La contamination de l'environnement marin par les PCB est due exclusivement à l'activité humaine. Par conséquent, les régions où la contamination est la plus forte se trouvent habituellement près des régions fortement industrialisées (O'Connor et Huggett, 1988), comme l'estuaire de la rivière Hudson (Califano et coll., 1982) et le détroit de Puget (PTI Environmental Services, 1988). Au Canada, c'est également près des régions les plus industrialisées que l'on retrouve la plus forte contamination de l'environnement marin par les PCB, soit dans l'estuaire du Saint-Laurent (Couillard, 1982), la baie de Fundy (Gaskin et coll., 1983) et l'estuaire du fleuve Fraser (Rogers et Hall, 1987).

Comme les congénères de PCB ont tendance à s'agglutiner aux sédiments, le transport des PCB par eau, entre les sources et les lieux éloignés, est relativement lent. Toutefois, lorsque le déplacement progressif d'importantes quantités de PCB dans l'eau est combiné au déplacement rapide de petites quantités de PCB dans l'air, on constate que la diffusion des PCB vers les régions éloignées est inévitable (Tanabe, 1988). La contamination de l'environnement marin par les PCB est généralisée, comme en témoigne la détection de ces composés dans l'eau, les sédiments et le biote de régions aussi éloignées que l'océan Arctique (Tanabe et coll., 1983; Subramanian et coll., 1986; Tanabe, 1988).

La principale voie de pénétration des PCB dans l'environnement aquatique est la suivante : transport des effluents jusqu'aux eaux réceptrices, et ensuite déplacement aval des PCB en solution et réadsorption sur les particules, et déplacement des sédiments jusqu'à ce que les PCB atteignent les estuaires côtiers et l'océan (Kalmaz et Kalmaz, 1979). La répartition globale des PCB dans l'environnement illustre bien ce déplacement des PCB dans l'environnement. À l'heure actuelle, on estime que la quantité totale de PCB rejetés dans l'environnement est de 370 000 t, dont environ 360 000 t (96 % de la charge totale) sont retenus dans les sédiments côtiers (35 % de la charge totale) et dans les eaux océaniques (61 % de la charge totale) (Tanabe, 1988). De plus, malgré qu'on

ait observé une diminution marquée des concentrations de PCB dans de nombreux lacs et cours d'eau d'eau douce depuis le début des années 1970 (Noble et Elliott, 1986; Stout, 1986), la diminution des PCB dans l'environnement marin a été modeste (Young et Heesen, 1978; Olsson, 1987; Phillips et Spies, 1988; Andersson et coll., 1988; Tanabe, 1988). Par conséquent, l'environnement marin est le lieu d'aboutissement final des PCB, et il est probable que les problèmes de contamination de l'environnement marin persisteront bien après qu'on aura réduit grandement les principales sources de PCB.

Les PCB s'introduisent dans l'environnement marin à partir de plusieurs sources. La présente section décrit brièvement les données recueillies sur les principales sources de PCB qui contaminent l'environnement marin.

Air

Le transport atmosphérique des PCB et leur retombée subséquente constituent les principaux mécanismes causant la contamination, par les PCB, des milieux marins éloignés (Phillips, 1986; Tanabe,1988). Ces mécanismes peuvent expliquer la présence jusqu'à 90 % des PCB totaux diffusés dans ces régions (Ghirelli et coll., 1983). Bien que le transport atmosphérique soit un important mécanisme de diffusion des PCB, les concentrations dans l'atmosphère sont habituellement faibles. Les PCB rejetés dans l'atmosphère proviennent principalement de l'incinération incomplète des décharges contaminées aux PCB, et de la volatilisation des PCB présents dans les sources aqueuses contaminées (Ghirelli et coll., 1983; Strachan, 1988).

La diffusion des PCB par transport atmosphérique dépend de la volatilité des différents isomères de PCB, des vents dominants et de la fréquence des précipitations, et de la photodégradation possible des isomères chlorés supérieurs (Ghirelli et coll., 1983).

Décharges

Les PCB présents dans les déchets rejetés dans les décharges peuvent se retrouver dans l'environnement aquatique, par la contamination des eaux de ruissellement et des eaux souterraines (Garrett, 1980). Comme environ 50 % de la production nord-américaine de PCB a été rejetée dans les décharges et les dépotoirs, ces sources peuvent donc avoir une grande importance (Strachan, 1988).

Il n'existe pas suffisamment de données pour quantifier de façon appropriée la menace que représente pour l'environnement marin la présence de PCB dans les décharges. Lors du contrôle restreint d'échantillons de produits de lessivage provenant d'un fossé de drainage à la décharge de Richmond (Colombie-Britannique), on a trouvé des concentrations de PCB atteignant 20 $\mu g \cdot L^{-1}$. Cette valeur est élevée, compte tenu du fait que les concentrations de PCB mesurées dans les décharges en Ontario varient d'en-deçà du seuil de détection (SD) à 1,2 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Garrett, 1980).

Selon une étude de cas récente, les décharges non protégées et les dépotoirs illégaux présentent une très grande menace pour l'environnement marin (Ghirelli et coll., 1983; Weaver, 1984). Dans un cas précis, plus de 300 000 kg de PCB sous formes de déchets liquides, de condensateurs mis au rebut et d'autres matériaux contaminés provenant de deux usines de condensateurs de la General Electric, ont été stockés dans des décharges non protégées adjacentes à la rivière Hudson à New York. Cette source a été responsable du déversement de 3000 kg de PCB dans l'estuaire de la rivière Hudson chaque année, jusqu'à ce que des mesures correctives soient prises en 1977. La contamination de cet estuaire par les PCB a nécessité l'imposition de restrictions relatives à la pêche commerciale et récréative.

Effluents industriels

Le rejet direct des eaux usées contaminées aux PCB dans les régions côtières ou les rivières qui s'y déversent a grandement diminué, depuis que la fabrication de PCB a été restreinte (Weaver, 1984). Toutefois, les rejets, dans l'environnement marin, de PCB associés aux effluents industriels ont déjà été importants dans certaines régions, comme le golfe de la Californie du Sud (Young et Heesen, 1978; Gossett et coll., 1983), et la région de l'estuaire de la rivière Acushnet et du port de New Bedford (Farrington, 1983; Weaver, 1984).

Au Canada, plusieurs procédés industriels, comme le recyclage des huiles usées et des déchets de papier contaminés aux PCB, peuvent donner lieu à des rejets accidentels de PCB dans l'environnement marin (Garrett, 1980; Strachan, 1988). On a détecté des concentrations élevées de PCB (jusqu'à 1500 $\mu g \cdot kg^{-1}$) dans les sédiments du fleuve Fraser, près de l'usine de recyclage des déchets de papier (Garrett, 1980). On ignore à l'heure actuelle la

menace possible que représentent ces sources, mais elle fléchira probablement à mesure que la quantité de PCB dans les produits recyclés diminuera avec le temps.

Eaux usées rejetées par les municipalités

D'après les données obtenues dans le golfe de la Californie du Sud, les eaux usées rejetées par les municipalités dans des sorties d'eau sous-marines étaient, au début des années 1970, la principale source d'introduction de PCB dans cet écosystème marin côtier (Young et Heesen, 1978). Dans la région portuaire de New Bedford, les rejets de PCB provenant de la station municipale de traitement d'eau sont demeurés importants, puisque de 90 à 300 kg de PCB sont rejetés annuellement (Weaver, 1984).

En Colombie-Britannique, Garrett (1980) a trouvé que le traitement des eaux usées éliminait en moyenne 53 % des PCB présents dans les affluents. On a de plus démontré que les stations de traitement qui recevaient le plus d'eaux usées industrielles étaient également celles dont les effluents avaient les plus grandes concentrations de PCB. Le recours à la «surchloration» des effluents d'eau d'égout aux fins de désinfectation, de désodorisation et de sédimentation accrue peut également causer la formation d'importantes quantités de PCB dans les effluents. En règle générale, les concentrations de PCB dans les effluents d'eaux usées ne dépassent pas 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Garrett, 1980).

Boues produites par le traitement des eaux usées industrielles et municipales

L'élimination des boues produites par le traitement des eaux usées industrielles et municipales continue d'être une source importante de PCB dans l'environnement marin (Garrett, 1980; O'Connor et coll., 1983; Strachan, 1988). En particulier, le déversement des boues contaminées en eaux océaniques profondes est un sérieux problème. D'après les projections établies par O'Connor et coll. (1983), les concentrations dans les sédiments près des points de déversement océaniques pourraient atteindre 200 à 300 $\mu g \cdot kg^{-1}$ 100 années plus tard, si on continue de déverser les boues dans l'océan au rythme actuel au large de l'État de New York. La resuspension des sédiments et le transport par les courants océaniques causeront probablement une contamination accrue des milieux marins éloignés.

Concentrations résiduelles dans le monde

Les résidus de PCB ont fait la manchette de tous les médias dans le monde. La présente section est un bref résumé des concentrations de PCB trouvées dans les eaux côtières et estuariennes, les sédiments et le biote.

Masse d'eau

Les concentrations de PCB totaux dans les eaux marines varient de 0,04 $ng \cdot L^{-1}$ dans les eaux relativement peu polluées du nord-ouest du Pacifique (Tanabe et coll., 1984) à $2,8 \times 10^6$ $ng \cdot L^{-1}$ dans l'estuaire de la rivière Hudson (tableau C-1) (Phillips, 1986). Au tableau C-1, on voit également que les eaux estuariennes et côtières, notamment près des centres urbains, sont plus contaminées par les PCB que les eaux en haute mer.

Dans de nombreuses analyses des résidus de PCB dans l'eau, on omet souvent de filtrer les microparticules, qui ont tendance à accumuler les PCB (Phillips, 1986). Par conséquent, les «véritables» concentrations résiduelles de PCB dans la masse d'eau, en de nombreux endroits, sont inconnues et probablement surestimées. Cette marge d'erreur peut ne pas avoir d'effet biologique important. Toutefois, il n'est pas recommandé de comparer les concentrations de PCB totaux pour des endroits dont les concentrations de microparticules sont différentes.

Sédiments

Les PCB ont tendance à se retrouver dans les sédiments, et les concentrations de ces composés y sont donc plus élevées que dans la masse d'eau. Les concentrations de PCB totaux observées dans les sédiments marins varient de 0,3 $ng \cdot g^{-1}$ (poids sec) dans l'Atlantique Nord (Boehm, 1983) à $1,9 \times 10^8$ $ng \cdot g^{-1}$ (poids sec) dans les eaux portuaires polluées de New Bedford (tableau C-2) (Segar et Davis, 1984). Comme le montre le tableau C-2, les sédiments côtiers et estuariens sont beaucoup plus contaminés, de plusieurs ordres de grandeur, par les PCB que ne le sont les sédiments en haute mer.

Biote

Le tableau C-3 résume les concentrations résiduelles de PCB dans des spécimens entiers (poids à l'état frais) d'organismes provenant de différents niveaux trophiques et de différents endroits. Ce

tableau ne comprend pas les études dans lesquelles on a mesuré les concentrations résiduelles de PCB dans des tissus précis (p. ex., cerveau ou foie) ou on a quantifié les concentrations résiduelles par poids sec ou par poids en lipides, car ces données ne sont pas comparables aux mesures faites sur des spécimens entiers (poids à l'état frais). Tout comme dans le cas des eaux et des sédiments marins, le biote le plus contaminé était celui se trouvant dans les zones côtières et les estuaires à proximité des centres urbains (p. ex., côte baltique, port de New Bedford) (tableau C-3).

Les figures C-1 à C-4 illustrent la variation temporelle des concentrations résiduelles de PCB dans le biote, depuis le début des années 1970. On peut observer plusieurs tendances. En premier lieu, dans les régions où l'utilisation des PCB a été interdite au début des années 1970, les concentrations résiduelles de PCB ont diminué (figures C-1 et C-2). En deuxième lieu, les diminutions observées sont plus marquées dans les régions qui étaient auparavant très contaminées (p. ex., près des décharges d'égout); dans les régions éloignées, la diminution a été moins marquée (figures C-1 à C-4). Enfin, il semble que depuis la fin des années 1970, les concentrations résiduelles de PCB dans le biote ont été relativement stables, et il est donc peu probable qu'on assiste à des diminutions marquées dans un proche avenir. Dans les études à long terme susmentionnées, on n'a pas changé les méthodes de cueillette et d'analyse pendant toute la durée des études, et donc les tendances observées sont, selon toute probabilité, «réelles», et ne constituent pas une tendance artificielle qui serait attribuable à des changements de méthodes.

Concentrations résiduelles au Canada

Masse d'eau

Bien que les données soient relativement peu abondantes, les concentrations de PCB dans les eaux marines au Canada suivent une même tendance qu'ailleurs dans le monde : les zones situées à proximité des centres urbains sont les plus contaminées (p. ex., estuaire du Saint-Laurent (Germain et Langois, 1988) (tableau C-4). Cependant, même les zones les plus contaminées de l'estuaire du Saint-Laurent ont des concentrations de PCB relativement faibles par rapport à d'autres estuaires situés également à proximité de centres urbains (p. ex., rivière Hudson, côte atlantique aux États-Unis, côte japonaise).

Sédiments

Au Canada, les concentrations de PCB dans les sédiments suivent les mêmes tendances qu'ailleurs dans le monde; cependant, à l'endroit le plus contaminé (un dépotoir en haute mer, près de Vancouver), les concentrations de PCB sont de plusieurs ordres de grandeur inférieures à celles qu'on a trouvées dans l'estuaire de la rivière Hudson et de la zone portuaire de New Bedford (tableau C-5).

Biote

Le tableau C-6 résume les concentrations résiduelles de PCB trouvées dans les spécimens entiers (poids à l'état frais) de divers organismes au Canada, provenant de différents niveaux trophiques et endroits. Comme précédemment, le tableau C-6 ne comprend pas les études dans lesquelles on a déterminé les concentrations résiduelles de PCB dans les tissus spécifiques, ou dans lesquels on a quantifié des concentrations en se basant sur le poids sec ou le poids en lipides. En général, les concentrations de PCB dans le biote canadien demeurent de beaucoup inférieures aux concentrations observées dans des zones polluées comme la zone portuaire de New Bedford. Toutefois, selon ces données, il semble que le biote de la baie de Fundy, de l'estuaire du Saint-Laurent et de certaines parties de la côte de la Colombie-Britannique est contaminé par le PCB (tableau C-6).

Plusieurs études épidémiologiques ont indiqué que la diminution du nombre de bélugas (*Delphinapterus leucas*) dans l'estuaire du Saint-Laurent peut être attribuée à la grande concentration de produits chimiques toxiques dans leur corps, et notamment les PCB (concentrations aussi élevées que 575 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans du lard de baleine et 1725 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans le lait d'une mère) (Masse et coll., 1986; Allan, 1988). On a également fait état de concentrations de PCB aussi élevées que 310 $\mu g \cdot g^{-1}$ dans le lard de marsouins communs (*Phocoena phocoena*) dans la baie de Fundy (Gaskin et coll., 1983). D'après ces études, il semble que les cétacés de la baie de Fundy et de l'estuaire du Saint-Laurent subissent les effets nocifs de la contamination par les PCB.

Dans une analyse approfondie des concentrations résiduelles de PCB dans les oeufs d'oiseaux de mer au Canada, Noble et Elliott (1986) ont montré que les concentrations de PCB étaient en train de diminuer dans la baie de Fundy et sur la côte

de la Colombie-Britannique. Cependant, on a observé peu de changement ou de faibles augmentations dans les concentrations résiduelles de PCB sur le plateau continental extérieur (océan Atlantique), dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et dans les régions de l'extrême Arctique. Selon Gaskin et coll. (1983), les concentrations résiduelles de PCB n'ont pas changé beaucoup chez les marsouins communs dans la baie de Fundy, entre 1971 et 1977.

On peut résumer ces études en disant que même si les concentrations résiduelles de PCB dans le biote canadien ne sont pas aussi élevées que dans le biote des estuaires les plus pollués ailleurs dans le monde, le problème de la contamination par les PCB n'en persiste pas moins, malgré les restrictions imposées depuis 1977 à l'égard de l'utilisation de ces composés.

DEVENIR ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT

Comportement dans l'environnement marin

Les PCB ont une faible solubilité dans l'eau, des coefficients de partage octanol/eau élevés, un fort potentiel de bioaccumulation, et ils résistent à la dégradation (Hamdy et Gooch, 1986). En raison de leurs propriétés physiques et chimiques, l'élimination des PCB de l'eau se fait par sorption sur les particules en sédimentation et les sédiments de fond (figure 2) (Halter et Johnson, 1977; Nau-Ritter et Wurster, 1983). Par conséquent, en milieu marin, on trouve les PCB à des concentrations beaucoup plus élevées dans les sédiments que dans l'eau surjacente (voir la section précédente). En particulier, les PCB se fixent à des microparticules en suspension d'un diamètre inférieur à 0,15 µm (U.S. EPA, 1980). De plus, la concentration des PCB augmente en fonction de la teneur en matières organiques des particules (Nau-Ritter et coll., 1982). Les PCB sorbés aux sédiments peuvent se retrouver dans l'eau surjacente par désorption lente, notamment lorsque les concentrations de PCB dans les particules sont élevées (Biggs et coll., 1980), nouvelle phase de suspension et de distribution pendant les périodes d'activité hydrographique soudaines (p. ex., inondation, dragage), et transport par l'intermédiaire d'activités biologiques (Halter et Johnson, 1977). On a montré que la désorption des PCB fixés aux particules tend à favoriser les congénères de PCB les moins chlorés et les plus solubles dans l'eau (Halter et Johnson, 1977; Wood et coll., 1987). Toutefois, le comportement des congénères de PCB dans la désorption dépend non seulement du nombre d'atomes de chlore, mais également de la position de ceux-ci. Les congénères de PCB qui sont plans (p. ex., ceux qui n'ont pas de chlore en positions ortho) sont adsorbés plus facilement sur les sédiments, et l'intensité de l'adsorption diminue en fonction inverse du degré de planéité des congénères (Shaw et Connell, 1984).

Dans la plupart des organismes marins, l'accumulation de PCB semble se produire en deux phases : des sédiments à l'eau, et ensuite de l'eau aux organismes (figure 2) (Halter et Johnson, 1977; Nau-Ritter et Wurster, 1983). Toutefois, les organismes benthiques qui ingèrent directement des sédiments contaminés par les PCB peuvent accumuler de la sorte des concentrations importantes de ces composés (McElroy et Means, 1988). Comme les PCB sont fortement lipophiles, ils s'accumulent par voie biologique dans le biote (Biggs et coll., 1980; Nau-Ritter et Wurster, 1983). On a montré que l'absorption et la bioconcentration des congénères de PCB dans le biote étaient corrélées avec le coefficient de partage 1-octanol/eau et avec les caractéristiques d'adsorption des congénères de PCB sur des surfaces (Halter et Johnson, 1977; Shaw et Connell, 1984). Par conséquent, la bioconcentration favorise davantage les congénères de PCB les plus chlorés et plans.

Les PCB participent rarement aux réactions chimiques habituelles comme l'oxydation, la réduction, l'addition, l'élimination ou la substitution électrophile, sauf dans des conditions extrêmes (U.S. EPA, 1980). La transformation photochimique constitue peut-être la seule voie de dégradation chimique pour les PCB (figure 2). Ces composés résistent également aux mécanismes normaux de biodégradation, et ils sont donc extrêmement persistants dans l'environnement marin. Les paragraphes suivants décrivent cette persistance des PCB, et présentent leurs principales voies de dégradation et de pénétration dans l'environnement marin.

Persistance dans l'environnement marin

Eau et sédiments

Les études de modélisation ont démontré que la photolyse peut réduire les concentrations des PCB chlorés supérieurs dans les lacs de grande dimension ou les océans, avec comme résultat une demi-vie comprise entre 1 et 2 ans (Bunce et coll., 1978). Comme les PCB se volatilisent assez rapidement de

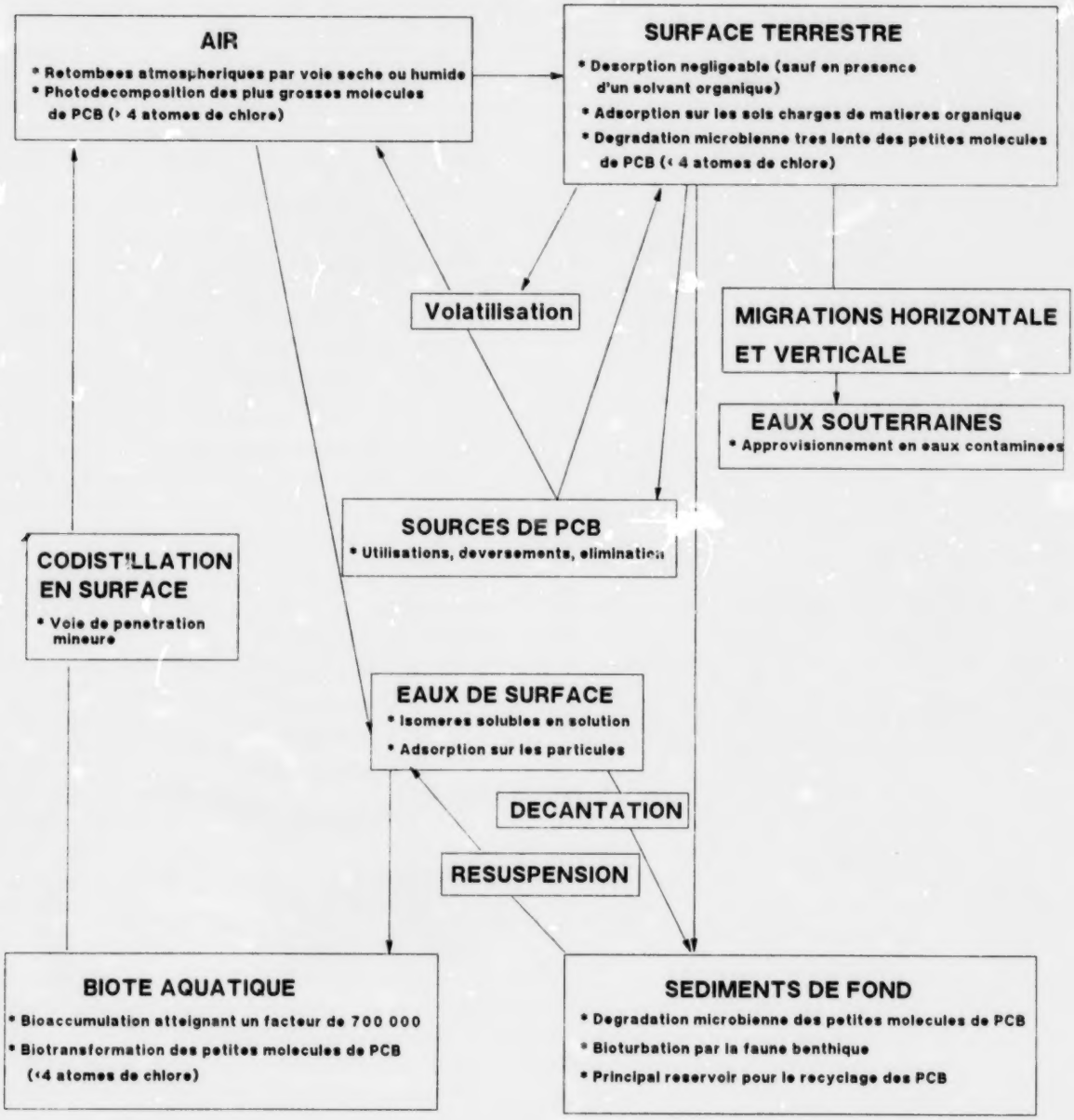


Figure 2. Voies de pénétration et compartimentage des PCB dans l'environnement (Ghirelli et coll., 1983).

l'eau des aquariums de laboratoire (Mackay et coll., 1983), on pourrait croire que la demi-vie des PCB dans les masses d'eau serait encore plus courte si à la volatilisation s'ajoute la dégradation par photolyse. Toutefois, les PCB s'accumulent en grande partie dans les sédiments aquatiques et y sont enfouis; la photolyse par la lumière solaire ou la volatilisation ne peuvent donc avoir lieu, à moins que les sédiments ne soient remués (Brown et coll., 1987). La désorption des PCB fixés aux sédiments est un mécanisme relativement lent. Par exemple, lors d'un essai de 120 j dans une eau courante, Halter et Johnson (1977) ont trouvé que seulement 0,35 % des PCB présents dans les sédiments dopés avaient été perdus pendant toute la durée de l'étude. Même dans les conditions idéales d'un milieu à circulation continue en laboratoire, la dépuration partielle de la plupart des congénères de PCB fixés aux sédiments de surface a pris de 20 à 30 j. Après cette période initiale de dépuration rapide, les vitesses de dépuration ralentissent à mesure qu'elles deviennent dépendantes du taux de redistribution des PCB provenant des sédiments les plus creux (Wood et coll., 1987). La transformation microbienne et la dégradation subséquente des PCB dans les sédiments sont limitées aux seuls congénères chlorés inférieurs (moins de cinq atomes de chlore), dans des conditions aérobies (Ghirelli et coll., 1983).

Bref, les demi-vies des PCB dans les eaux et les sédiments marins semblent être très longues, de l'ordre de plusieurs années à plusieurs décennies.

Biote

D'après les données du tableau 7, on voit que la dépuration des congénères et mélanges chlorés inférieurs est beaucoup plus rapide que celle des congénères et mélanges chlorés supérieurs. En outre, cette tendance semble se répéter chez les invertébrés et les poissons marins. Les différences sont attribuables à la capacité des espèces à éliminer les PCB. Par exemple, le tambour (*Leiostomus xanthurus*) exposé à l'Aroclor 1254 avait une demi-vie par dépuration de 42 j (Hansen et coll., 1971), tandis que le bar rayé (*Morone saxatilis*) avait une demi-vie de 5 j (O'Connor et Pizza, 1987). O'Connor et Pizza (1987) ont avancé l'hypothèse que ces différences sont attribuables aux dépôts lipidiques dans les différentes espèces de poissons, de sorte que les espèces ayant des dépôts faiblement concentrés peuvent éliminer plus rapidement les PCB dans des conditions «salubres». Ceci s'expliquerait par le fait que des quantités proportionnellement plus grandes de PCB demeurent dans le sang et peuvent donc être éliminées rapidement par les voies hépatiques.

Il semble donc que chez la plupart des espèces du biote marin, il faut d'une à plusieurs semaines pour éliminer 50 % des PCB inférieurs et au moins d'un à deux mois pour éliminer 50 % des PCB supérieurs, bien que les temps d'élimination varient selon les espèces et la structure des congénères.

Tableau 7. Persistance des congénères et mélanges de PCB dans le biote marin

Organisme	Aroclor/congénère	Demi-vie (j)	Référence
Invertébrés			
Ver polychète (*Capitella capitata*)	Aroclor 1242	12	Shaw et Connell, 1987
	Aroclor 1254	31	
	Aroclor 1260	34	
Crevette rodché du nord (*Penaeus duorarum*)	Aroclor 1254	17	Nimmo et coll. 1971
Coque (*Cerastoderma edule*)	Aroclor 1242	7–14	Langston, 1978
	Aroclor 1254	>21	
	Aroclor 1260	>21	
	4,4'-CB	7–14	
	3,4,5,3',4',5'-CB	>21	
Coque (*Macoma balthica*)	4,4'-CB	>21	Langston, 1978
	3,4,5,3',4',5'-CB	>21	
Moule (*Mytilus edulis*)	2,4,4'-CB	16	Pruell et coll., 1986
	2,4,5,2',5'-CB	28	
	2,4,5,2',4',5'-CB	46	
	2,3,4,2',3',4'-CB	37	
Poissons			
Sar sèlem (*Lagodon rhomboides*)	Aroclor 1016	40	Hansen et coll., 1974
Tambour (*Leiostomus xanthurus*)	Aroclor 1254	42	Hansen et coll., 1971
Mulet lippu (*Chelon labrosus*)	Aroclor 1242	13	Shaw et Connell, 1987
	Aroclor 1254	43	
	Aroclor 1260	38	
Bar rayé (*Morone saxatilis*)	Aroclor 1254	5	O'Connor et Pizza, 1987
Morue commune			
(oeufs)	2,4,5,2',4',5'-CB	>13	Solbakken et coll., 1984
(larves)	2,4,5,2',4',5'-CB	>15	
(*Gadus morhua*)			

CB = chlorobiphényle

Mécanismes de dégradation

Photolyse

Les seules réactions de dégradation chimique des PCB qui ont une importance environnementale sont probablement les substitutions nucléophiles catalysées par photochimie, ainsi que les substitutions photochimiques de radicaux libres (U.S. EPA, 1980). Ce sont les congénères supérieurs qui réagissent davantage par photochimie, surtout en conditions anaérobies (U.S. EPA, 1980). Le 2-hydroxy-chlorobiphényle se place de façon à permettre une liaison oxygène en position ortho sur l'autre noyau, ce qui produit des chlorodibenzofuranes (CDF) très toxiques (Tanabe, 1988). Les analyses chimiques des mélanges de PCB ont démontré que les CDF sont des contaminants que l'on retrouve couramment à des concentrations aussi élevées que 33 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Nagayama et coll., 1976). Lorsqu'on les utilise comme fluides caloporteurs dans les condensateurs et transformateurs électriques, les PCB ont tendance à se décomposer sous l'action de la chaleur et des arcs électriques, pour former des CDF à des concentrations aussi élevées que 11 765 $\mu g \cdot g^{-1}$ (Nagayama et coll., 1976).

Dégradation microbienne

Les quantités importantes de PCB rejetées dans les estuaires pollués ont probablement exercé sur les micro-organismes de fortes réactions sélectives de détoxication ou d'utilisation de ces composés (Hamdy et Gooch, 1986). On a isolé des espèces de bactéries pouvant dégrader les PCB, dont sept provenaient d'estuaires (*Acinetobacter, Aeromonas, Bacillus, Micrococcus, Pseudomonas, Streptomyces, Vibrio/Aeromonas*), et deux seulement (*Pseudomonas, Vibrio*) provenaient d'eau salée et de sédiments marins (Sayler et coll., 1978). En règle générale, la dégradation microbienne des PCB est efficace seulement dans le cas des congénères inférieurs, bien que des études récentes aient indiqué que plusieurs penta- et hexachlorobiphényles peuvent être déchlorés par des bactéries anaérobies (Bédard et coll., 1987; Brown et coll., 1987). Les métabolites résultant de la dégradation des PCB comprennent l'acide benzoïque, l'acide chlorobenzoïque, le chlorobiphényldiol et d'autres hydrocarbures aliphatiques et aromatiques (Hamdy et Gooch, 1986). Brown et coll. (1987) ont démontré que la dégradation microbienne dans les sédiments de la rivière Hudson peut avoir grandement altéré le profil des congénères dans les sédiments, de sorte que plusieurs congénères de PCB présentant des dangers toxicologiques (c.-à-d. ceux dont les atomes de chlore sont en positions méta et para du noyau biphényle) (Tanabe, 1988) ont été déchlorés de préférence aux autres congénères, et ont été subséquemment biodégradés par des bactéries aérobies. Toutefois, la preuve de la dégradation microbienne des PCB présents dans les sédiments était basée uniquement sur le profil des congénères au coeur des sédiments, et on a contesté cette hypothèse en raison de la nature indirecte des données (Brown, 1989).

Métabolisme chez les poissons, les oiseaux et les mammifères

Peu d'études ont fourni des données concrètes à l'effet que les poissons peuvent métaboliser les PCB. Boon et Duinker (1985) ont constaté que la sole (*Solea solea*) pouvait métaboliser les congénères de PCB en présence de carbones méta et para non chlorés. On a isolé des métabolites hydroxy dans des poissons exposés à des congénères inférieurs (Sanborn et coll., 1975).

Les études en laboratoire ont indiqué que les oiseaux et les mammifères peuvent métaboliser les congénères de PCB inférieurs en composés davantage polaires, qui sont ensuite excrétés dans la bile (Hamdy et Gooch, 1986). Cependant, la capacité de métaboliser les PCB varie grandement selon les espèces (Tanabe et coll., 1988; Cummins, 1988). Par exemple, Tanabe et coll. (1988) ont démontré que la capacité de métabolisme des PCB est plus faible chez les petits cétacés que chez les oiseaux et les mammifères terrestres. En outre, certains modes de substitution des atomes de chlore favorisent le métabolisme. La présence de deux atomes de carbone adjacents sans chlore substituant sur l'un ou l'autre noyau facilite le métabolisme, car elle permet la formation d'intermédiaires de type oxyde d'arène (Tanabe, 1988). Cependant, Tanabe et coll. (1988) ont trouvé que les petits cétacés n'étaient pas capables de métaboliser les congénères de PCB en présence de carbones méta et para adjacents non chlorés.

Dans des expériences *in vitro* réalisées avec des rats, on a constaté que les PCB étaient métabolisés par les systèmes enzymatiques qui transforment les drogues dans le microsome hépatique, et que ce métabolisme est accentué par les microenzymes induits par le phénobarbital (PB) et le

3-méthylcholanthrène (MC) (Tanabe et coll., 1988). On a observé que l'activité des enzymes du type PB décroissait dans l'ordre mammifères terrestres > oiseaux > mammifères marins, et que l'activité des enzymes de type MC décroissait dans l'ordre mammifères terrestres > mammifères marins > oiseaux (Tanabe et coll., 1988). Cependant, on a constaté chez le vison, qui est extrêmement sensible aux PCB, une très faible activité de ces deux types d'enzymes (Aulerich et Ringer, 1977). On ignore si le métabolisme des PCB par les mammifères marins supérieurs constitue une voie importante de dégradation de ces composés dans l'environnement marin.

BIOACCUMULATION

L'accumulation de PCB présents dans l'environnement par un organisme fait appel à deux processus opposés, soit l'absorption et la perte (Harding et Addison, 1986). Dans un biote aquatique, l'absorption peut se produire par trois mécanismes (Shaw et Connell, 1986) : absorption de PCB présents dans la masse d'eau par les branchies, absorption par l'épiderme, et ingestion de nourriture et de sédiments contaminés. Les pertes peuvent avoir lieu par défécation des substances non digérées, excrétion des résidus métaboliques, et reproduction (Harding et Addison, 1986). Les études ont indiqué que le biote aquatique absorbe rapidement les PCB, mais que les vitesses de métabolisme et de dépuration sont plutôt faibles (voir la section précédente) (Biddinger et Gloss, 1984). Par conséquent, il y a une bioaccumulation des PCB dans les biotes marins. Dans la présente section, on compare la bioaccumulation dans les différents niveaux trophiques du biote marin, et on détermine l'importance de la teneur en chlore pour la bioaccumulation des divers congénères de PCB.

On voit dans l'annexe D que les facteurs de bioaccumulation (FBA) des PCB dans le biote marin varient de $8{,}0 \times 10^2$ à $4{,}4 \times 10^7$ selon les études faites en laboratoire. De plus, selon ces études il ne semble pas que la bioaccumulation augmente chez les organismes des niveaux trophiques supérieurs. Toutefois, ce résultat peut être attribuable à l'utilisation de méthodes de laboratoire différentes, car les deux études faites sur le terrain en Antarctique (Subramanian et coll., 1986) et dans la baie d'Escambia en Floride (Nimmo et coll., 1975) ont montré que la bioaccumulation augmentait chez les organismes des niveaux trophiques supérieurs. On voit également dans l'annexe D que les facteurs de bioaccumulation obtenus pour différentes espèces lors d'expériences en laboratoire sont assez près des valeurs correspondantes trouvées en milieu marin naturel (p. ex., *Penaeus* sp., *Leiostomus xanthurus*).

Plusieurs auteurs ont soutenu que la bioaccumulation des PCB augmente avec le niveau trophique (p. ex., Tanabe, 1988). La bioamplification apparente des PCB, jusque dans le réseau alimentaire, pourrait s'expliquer par le fait que les organismes des niveaux trophiques supérieurs consomment de la nourriture contaminée (Thomann, 1981; Sodergren, 1984; Rubinstein et coll., 1984), ou encore par le lien entre la teneur en lipides et l'âge des organismes avec le niveau trophique (Kalmaz et Kalmaz, 1979; Phillips, 1986; Tanabe, 1988). Pour le moment, on ignore l'importance de la bioamplification dans le réseau alimentaire pour les organismes des niveaux trophiques supérieurs.

L'annexe D indique que la bioaccumulation des congénères de PCB peut augmenter selon la teneur en chlore (Vreeland, 1974; Boon et Duinker, 1985; Shaw et Connell, 1987). On a expliqué ce fait par la relation inverse qui existe entre la solubilité dans l'eau des congénères de PCB, laquelle diminue avec la teneur en chlore, et la bioaccumulation (Veith et Kosian, 1983; Boon et Duinker, 1985; Shaw et Connell, 1986). De plus, les congénères de PCB ayant une teneur en chlore élevée sont plus persistants dans l'environnement, moins volatils et ne sont pas métabolisés dans les tissus des poissons. Cependant, certains PCB ne se comportent pas de la sorte, en raison des effets de leur stéréochimie moléculaire. En effet, les congénères de PCB ayant des atomes de carbone adjacents sans substituants en positions méta et para sont très persistants, et leur potentiel de bioaccumulation est élevé (Borlakoglu et coll., 1988; Boon et Eijgenraam, 1988).

Pour résumer, la bioaccumulation des PCB est élevée dans les biotes marins en raison de la nature très lipophile des PCB et de leur persistance extrême dans l'environnement et les biotes marins.

TOXICITÉ POUR LE BIOTE MARIN

On a réalisé de nombreuses études sur les effets toxiques (surtout sublétaux) des PCB sur le biote aquatique. Ces études varient en ampleur : certaines portent sur les effets des PCB au niveau biochimique dans des espèces précises, d'autres portent sur les effets sur l'ensemble d'une communauté. La présente

section décrit les effets aigus, chroniques et sublétaux des PCB sur le biote marin.

Les essais de toxicité aquatique peuvent souffrir de plusieurs lacunes, et les essais avec les PCB ne font pas exception. Dans le cadre de la formulation de recommandations pour la qualité de l'eau, nous n'avons pas tenu compte des catégories suivantes d'essai de toxicité (Lloyd, 1986; Taylor, 1986) : (1) études de contrôle épidémiologique et biologique; (2) études dans lesquelles on a utilisé des substances d'essai impures ou on a combiné plusieurs substances; (3) études qui ont mesuré des réactions sans importance biologique démontrée (p. ex., réactions d'adaptation); (4) études dans lesquelles on a utilisé des milieux de suspension pour solvants afin de faciliter la préparation des solutions d'essai et dans lesquelles les solvants n'ont pas fait l'objet de contrôles appropriés (on n'a pas jugé que les références aux publications constituaient des contrôles satisfaisants); et (5) études dans lesquelles la population témoin réagissait mal aux conditions de l'assai. L'annexe E résume les études jugées appropriées à la formulation de recommandations à l'égard de la présence des PCB dans l'environnement marin.

Comme les protocoles standard en matière d'essais de toxicité peuvent devenir périmés ou ne sont pas toujours disponibles ou suivis, la qualité des données de toxicité publiées est donc extrêmement variable. Afin d'assurer une évaluation scientifique cohérente, les données utilisées pour la formulation d'une recommandation doivent répondre à certains critères décrits dans CCMRE (1987, annexe IX). Une étude qui répond à ces critères doit fournir les données suivantes : conditions et conception de l'essai (p. ex., circulation continue, statique), concentrations d'essai, température, dureté de l'eau, pH, méthode expérimentale (témoins, nombre de répétitions), ainsi qu'une description des statistiques utilisées pour l'évaluation des données. Chaque étude est évaluée selon ces données, et elle est ensuite classée comme primaire, secondaire ou inacceptable (voir CCMRE, 1987, annexe IX, pour une description détaillée des critères de classement). Toutes les données incluses dans l'ensemble minimal de données doivent provenir d'études primaires afin que l'on puisse formuler une recommandation complète. Pour la formulation des recommandations provisoires, on peut utiliser des données jugées primaires ou secondaires. Les données de toxicité qui ne répondent pas aux critères pour les études primaires ou secondaires sont jugées inacceptables, et on ne peut donc pas les utiliser pour formuler des recommandations permanentes ou provisoires.

Études de létalité aiguë

La présente section porte sur les concentrations de PCB qui ont des effets létaux sur le biote marin pendant des expositions aiguës (jusqu'à 144 h). Les résultats sont indiqués au tableaux E-1.

Plantes marines

CE_{50}

Dans une étude jugée secondaire parce que les concentrations n'avaient pas été mesurées, Moore et Harriss (1972) ont constaté une réduction de 50 % de la vitesse de photosynthèse dans des ensembles de phytoplancton naturels en mesurant l'absorption de radiocarbone (CE_{50} – 24 h) lorsque le phytoplancton était exposé à des concentrations nominales de 6,5, 15 et 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1242, d'Aroclor 1254 et de 2,4'-dichlorobiphényle, respectivement. Cette étude a été réalisée *in situ* dans des bouteilles suspendues à une plate-forme flottante près de la baie d'Escambia (Floride), ce qui représentait des conditions presque naturelles.

Par contre, dans le cas de la chlorophycée *Dunaliella tertiolecta*, on a observé une diminution de 50 % de la vitesse de photosynthèse seulement lorsque les concentrations d'Aroclor 1254 étaient bien supérieures à sa solubilité maximale dans l'eau salée (CE_{50} – 24 h = 9000 $\mu g \cdot L^{-1}$), dans une étude classée comme secondaire parce que les concentrations n'avaient pas été mesurées (Luard, 1973). Dans ces deux études, on n'a pas déterminé si la réduction de la vitesse de photosynthèse était due à une division cellulaire moindre, à une vitesse de photosynthèse moindre par cellule, ou aux deux. D'autres études ont confirmé que *D. tertiolecta* peut tolérer de façon inhabituelle des concentrations élevées de PCB (Fisher et Wurster, 1973; Craigie et Hutzinger, 1975; Biggs et coll., 1979).

Autres études

Fisher et Wurster (1973) ont observé chez la diatomée marine *T halassiosira pseudonana* une réduction de 17 % de la vitesse de croissance après un traitement à raison de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254

pendant 72 h, à la température optimale pour cette espèce (25 °C). On a observé une inhibition totale de la photosynthèse chez *T. pseudonana* après 48 h de traitement avec 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 (Michaels et coll., 1982), ainsi qu'une réduction appréciable de la vitesse de croissance (les auteurs n'ont pas indiqué les vitesses) après un traitement de 96 h à raison de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Mosser et coll., 1972). Cosper et coll. (1987) ont constaté que la croissance des souches sensibles de la diatomée marine *Ditylum brightwellii* était moindre en présence de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, et une mortalité de 100 % lorsque la concentration était de 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant 96 h. Chez une autre diatomée marine, *Skeletonema costatum*, on a observé une forte réduction de la vitesse de croissance (les auteurs n'ont pas indiqué les vitesses) après un traitement à raison de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 96 h (Mosser et coll., 1972). Comme on pouvait le prévoir d'après ces études, Biggs et coll. (1979) ont démontré qu'il y avait un changement marqué d'espèce dominante : *T. pseudonana* dominait dans les cultures mixtes témoins, alors que c'est *D. tertiolecta* qui dominait dans des cultures mixtes traitées pendant 72 h à raison de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254.

Chez la diatomée marine *Rhizosolenia setigera*, la vitesse de croissance a diminué de 13 % après le traitement à raison de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 144 h (Fisher et Wurster, 1973). Dans une étude portant sur des clones d'estuaire et de haute mer de trois espèces d'algues (*Bellerochea polymorpha, Fragilaria pinnata* et *T. pseudonana*), Fisher (1977) a trouvé que les densités de population finales des clones d'estuaire et surtout de haute mer étaient réduites (jusqu'à 99 %) après un traitement à raison de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 120 h.

Craigie et Hutzinger (1975) ont étudié les effets de diverses formulations d'Aroclor (1221–1262) et des congénères de PCB sur la croissance de six classes d'algues marines endémiques en eaux canadiennes. Ils ont constaté que les effets variaient grandement selon les formulations d'Aroclor et les congénères de PCB. Toutefois, ils n'ont pas pu établir de façon concluante quelle formulation ou quel congénère produisait le plus d'effets. À la plus faible concentration utilisée (1000 $\mu g \cdot L^{-1}$), on a observé une forte réduction de croissance seulement chez les xanthophycées *Olisthodiscus* sp.

Dans tous les essais de toxicité aiguë effectués sur le phytoplancton marin, les conditions d'essai étaient statiques et on n'avait pas mesuré les concentrations de PCB; en conséquence, toutes ces études ont été classées secondaires (CCMRE, 1987, annexe IX).

Invertébrés marins

CL_{50}

On a observé une CL_{50} – 96 h de 41 $\mu g \cdot L^{-1}$ chez le bouquet adulte *(Palaemonetes pugio)* après un traitement à l'Aroclor 1254, dans un essai statique classé comme primaire (Roesijadi et coll., 1976a). Au cours de la même étude, on a trouvé que cette crevette à l'état juvénile était plus sensible, et que sa CL_{50} – 96 h était de 7,8 $\mu g \cdot L^{-1}$. On a constaté des réactions similaires chez cette même crevette juvénile (CL_{50} - 96 h = 12,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) et la crevette royale grise (*Penacus aztecus*) (CL_{50} – 96 h = 10,5 $\mu g \cdot L^{-1}$) après que celles-ci aient été traitées à l'Aroclor 1016, dans un essai à circulation continue, classé primaire (Hansen et coll., 1974). McLeese et Metcalfe (1980) ont observé une différence minime entre les effets toxiques aigus de l'Aroclor 1242 (CL_{50} – 96 h = 13,0 $\mu g \cdot L^{-1}$) et l'Aroclor 1254 (CL_{50} – 96 h = 12,0 $\mu g \cdot L^{-1}$) sur la crevette *Crangon septemspinosa*, dans des essais statiques qui ont été jugés inacceptables, parce que ces auteurs avaient utilisé seulement trois crevettes et qu'ils n'ont pas fait état de groupes témoins.

On a trouvé un seul autre essai de toxicité aiguë effectué sur des invertébrés marins : Vernberg et coll. (1977) ont établi que les crabes appelants (*Uca pugilator*) juvéniles avaient une CL_{50} – 96 h de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254. Cet essai statique a été classé secondaire, parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations. Dans la même étude, on a constaté qu'il n'y avait pas de mortalité chez les crabes appelants adultes à des concentrations aussi élevées que 100 $\mu g \cdot L^{-1}$.

Autres études

Nimmo et coll. (1971), dans une étude jugée primaire, et Duke et coll. (1970), dans une étude jugée secondaire, ont observé une mortalité de 100 % chez la crevette nordique (*Penaeus duorarum*) juvénile après un traitement à raison de 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 dans des essais à circulation continue effectués pendant 96 et 48 h, respectivement. Chez les huîtres (*Crassostrea virginica*), aucune mortalité n'a été

constatée après 96 h de traitement identique (Duke et coll., 1970).

Des essais de toxicité aiguë ont été effectués sur la crevette *Palaemonetes pugio* et la crevette brune (Hansen et coll., 1974) et sur la crevette nordique juvénile (Nimmo et coll., 1971), dans des milieux à circulation continue; les concentrations de PCB dans l'eau ont été mesurées pendant toute la durée des essais. Dans les deux cas, les concentrations mesurées de PCB étaient égales à environ 90 % des concentrations nominales indiquées plus haut.

Poissons marins

CL_{50}

Kinter et coll. (1972) ont trouvé que le fondule (*Fundulus heteroclitus*) adulte avait une CL_{50} – 96 h de 16 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (calculée par extrapolation à partir des données brutes présentées dans l'article) après un traitement à l'Aroclor 1221 dans un essai statique jugé inacceptable, parce que la description des conditions expérimentales n'était pas suffisamment détaillée. On n'a trouvé aucune autre étude de toxicité aiguë effectuée sur des espèces de poissons marins et permettant le calcul d'une CL_{50}. Cependant, on a établi que plusieurs espèces de poissons d'eau douce avaient des CL_{50} – 96 h élevées (c.-à-d. 278 à 60 900 $\mu g \cdot L^{-1}$) après un traitement avec diverses formulations d'Aroclor (Stalling et Mayer, 1972).

Autres études

Chez le sar sèlem (*Lagodon rhomboides*) juvénile, aucune mortalité n'a été observée après une exposition de 48 h à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, dans un essai à circulation continue, jugé secondaire parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations (Duke et coll., 1970). Toutefois, dans une étude à circulation continue jugée primaire, on a constaté une mortalité de 18 % de l'épinoche juvénile après une exposition de 96 h à une concentration mesurée de 56 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1016 (Hansen et coll., 1974).

Autres biotes marins

Chez un clone estuarien de la bactérie *Escherichia coli*, on a observé une réduction de 99 % de la densité des cellules par rapport à des bactéries témoins après traitement à raison de 10 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 24 h, dans un essai à circulation continue, jugé secondaire parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations (Colwell et Sayler, 1977). On a observé chez le protozoaire cilié (*Tetrahymena pyriformis*) une réduction de 10 % de la densité de population, après un traitement de 96 h à raison de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1248, et de 13 % à 22 % après un traitement à raison de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1260, dans des essais statiques jugés secondaires parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations (Cooley et coll., 1973). Par ailleurs, la densité de population était réduite à 8 % –10 % avec une concentration d'Aroclor 1254 de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, dans une étude jugée inacceptable, parce qu'on n'avait pas indiqué les conditions expérimentales (Nimmo et coll., 1975).

Résumé

La figure 3 indique que la plupart des espèces d'invertébrés et de plancton marins étudiés jusqu'à

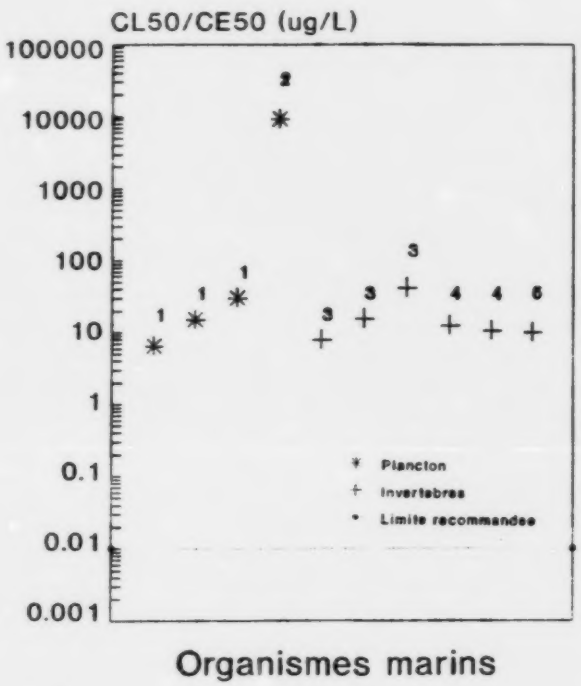


Figure 3. CL_{50}/CE_{50} observées dans le biote marin après des expositions à court terme aux PCB.

présent ont une CL_{50}/CE_{50} comprise entre 6,5 et 30 $\mu g \cdot L^{-1}$ de PCB totaux. La CE_{50} observée minimale était de 6,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans le cas d'un groupement de

phytoplancton naturel exposé à de l'Aroclor 1242 pendant 24 h (Moore et Harriss, 1972). Chez la *Rhizosolenia setigera*, la vitesse de croissance avait fléchi de 13 % après une exposition à 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 144 h (Fisher et Wurster, 1973). Pour l'invertébré le plus sensible, soit le *Palaemonetes pugio*, la CL_{50} – 96 h était de 7,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ (Roesijadi et coll., 1976a).

Études de létalité chronique

Tout comme dans le cas des pesticides à base d'hydrocarbures chlorés, les études précédentes ont démontré que les effets des PCB sur le biote se manifestent à des concentrations plus faibles lorsque les essais sont réalisés sur de longues périodes (p. ex., Mayer et coll., 1977). La présente section porte sur les concentrations de PCB qui ont des effets létaux sur le biote marin pendant des expositions chroniques (> 6 j). Les résultats sont résumés au tableau E-2.

Plantes marines

Chez la diatomée marine *Cylindrotheca closterium*, on a constaté une réduction de 83 % de la densité de population par rapport à des groupes témoins, après une exposition à 100 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1242 pendant 2 semaines, dans un essai statique jugé secondaire, parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations (Keil et coll., 1991).

Invertébrés marins

CL_{50}

Nimmo et coll. (1971) ont démontré que la crevette nordique (*P. duorarum*) est sensible à une exposition chronique d'Aroclor 1254 : les crevettes juvéniles avaient une CL_{50} – 15 j de 0,94 $\mu g \cdot L^{-1}$, et les adultes avaient une CL_{50} – 35 j de 3,5 $\mu g \cdot L^{-1}$ (concentrations mesurées), dans un essai à circulation continue classé comme primaire. Pareillement, Nimmo et coll. (1974) ont constaté une mortalité de 50 % chez le bouquet (*P. pugio*) adulte après une exposition de 7 j à l'Aroclor 1254, à une concentration (non mesurée) nominale de 7,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ (calculée par extrapolation à partir des données brutes présentées dans l'article). Par contre, l'amphipode marin *Gammarus oceanicus* avait une CL_{50} – 35 j relativement élevée de 200 $\mu g \cdot L^{-1}$, lorsqu'on la traitait avec de l'Aroclor 1254 dans un essai statique jugé secondaire parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations (Wildish, 1972).

Autres études

Roesijadi et coll. (1976a) ont observé chez le bouquet (*P. pugio*) à l'état larvaire une mortalité de 75 % après une exposition de 5–6 j à 15,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, et une mortalité de 100 % après 11 j dans un essai statique. Nimmo et coll. (1971) ont observé chez la crevette nordique (*P. duorarum*) juvénile une mortalité importante (30 %) à la concentration relativement faible (mesurée) de 0,57 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, après une exposition de 15 j dans un essai à circulation continue. Ces deux études ont été classées primaires.

Poissons marins

CL_{50}

Hansen et coll. (1974) ont observé chez le sar sèlem (*L. rhomboides*) une mortalité de 50 % à une concentration mesurée de 59 $\mu g \cdot L^{-1}$ après une exposition de 18 j à l'Aroclor 1016, dans un essai à circulation continue. Toutefois, on obtenait le même résultat à une concentration plus faible de 21 $\mu g \cdot L^{-1}$, après 33 j d'exposition. Pareillement, le poisson *L. xanthurus* s'est montré sensible à une exposition chronique à l'Aroclor 1254 : on a observé une CL_{50} – 38 j de 5 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans un essai à circulation continue (Hansen et coll., 1971). Dans une autre étude effectuée dans un milieu à circulation continue, Schimmel et coll. (1974) ont démontré que les embryons et alevins du fondule *Cyprinodon variegatus* sont très sensibles à une exposition à l'Aroclor 1254. Pendant ces deux étapes du développement de ce poisson, on a observé une mortalité de 50 % à la concentration mesurée de 0,32 $\mu g \cdot L^{-1}$, après 3 semaines, alors que les adultes n'étaient pas perturbés par des concentrations d'un ordre de grandeur plus élevées. Ces trois études ont été classées comme primaires.

Autres études

Hansen et coll. (1971) ont constaté chez le sar sèlem (*L. rhomboides*) juvénile une mortalité de 25 % après un traitement à raison de 5 $\mu g.L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 17 j. Schimmell et coll. (1974) ont constaté que les alevins du *C. variegatus* présentaient un taux de mortalité plus élevé que chez les groupes témoins (38 % et 11 %, respectivement), à une concentration

mesurée de 0,16 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, mais pas à une concentration de 0,06 $\mu g \cdot L^{-1}$. Ces deux études ont été classées comme primaires.

Résumé

Le niveau minimal produisant un effet observé (NMEO) a été observé chez les alevins du fondule *C. variegatus*, soit un taux de mortalité de 38 % supérieur à celui des témoins, après une exposition à 0,16 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 3 semaines (Schimmell et coll., 1974). On voit à la figure 4 que

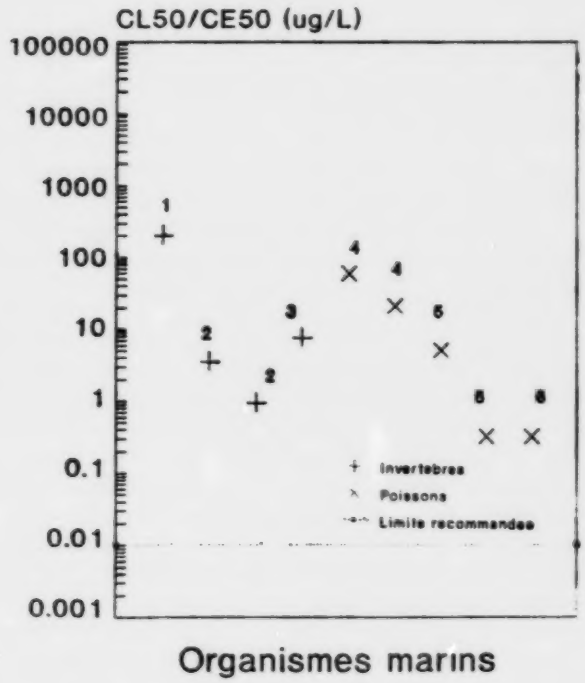


Figure 4. CL_{50} observées dans le biote marin après une exposition à long terme aux PCB.

chez les invertébrés et les espèces de poissons marins, un taux de mortalité de 50 % est produit par une large fourchette de concentrations de PCB totaux, après des expositions à long terme (0,32 à 200 $\mu g \cdot L^{-1}$). La CL_{50} la plus faible a été observée chez les embryons et les alevins du fondule *C. variegatus*, après une exposition à 0,32 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant 3 semaines (Schimmell et coll., 1974).

Études de sublétalité

Dans la plupart des études sur les effets sublétaux des PCB sur le biote marin, les résultats ont été obtenus pour des périodes d'exposition relativement courtes (< 24 h). Dans plusieurs de ces études, on a observé que des expositions plus longues à diverses concentrations de PCB donnaient lieu à des effets létaux. C'est pourquoi la différence entre effets létaux et effets sublétaux dépend souvent de la durée de l'exposition. Le tableau E-3 résume toutes les études à court et long terme traitant des effets sublétaux des PCB sur le biote marin.

Plantes marines

Dans les sections précédentes portant sur la létalité des PCB, nous avons mentionné des études qui indiquent une réduction de la vitesse de la photosynthèse après une exposition aux PCB, mais qui n'ont pu attribuer cette réduction à une division cellulaire moindre ou à une réduction de la vitesse de la photosynthèse par cellule.

Larsson et Tillberg (1975) ont constaté chez la chlorophycée *Scenedesmus obtusiusculus* une réduction de 21 % du taux d'absorption du phosphate à 300 $\mu g \cdot L^{-1}$, ainsi qu'une réduction de 25 % de la fréquence respiratoire (consommation d'oxygène) après une exposition de 24 h à raison de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1242, dans un essai statique classé comme secondaire, parce qu'on n'avait pas mesuré les concentrations. Keil et coll. (1971) ont observé chez la diatomée *C. closterium* une réduction de 80 % de l'indice de chlorophyle (densité optique à 670 µm), à une concentration de 100 $\mu g \cdot L^{-1}$, ainsi qu'une réduction marquée des niveaux d'ARN à une concentration de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$, après 14 j d'exposition à l'Aroclor 1242. Cette étude a été classée comme secondaire.

Invertébrés marins

Chez les oursins (*Arbacia punctulata*), on a observé une diminution importante de 11 % du taux de fertilisation (oeufs échos/oeufs totaux dénombrés x 100 %) après une exposition de 25 min à 5000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, et à 500 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1016 (Adams et Slaughter-Williams, 1988). De plus, les embryons d'oursins de mer exposés aux Aroclors 1254 et 1016 pendant 3 j ont subi des effets mutagènes, puisque la probabilité qu'ils se développent en une gastrula déformée a augmenté de façon appréciable lorsque

les concentrations étaient de 5000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (taux de déformation : 41 %) et de 1000 $\mu g \cdot L^{-1}$ (taux de déformation : 53 %), respectivement. O'Connor et coll. (1985) ont observé chez l'amphipode *Gammarus tigrinus* une réduction de 18 % de la fréquence respiratoire après une exposition de 44 h à 25 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, dans un essai statique. Les deux essais ont été classés comme secondaires, car on n'avait pas mesuré les concentrations.

Le bouquet (*P. pugio*) a été sensible aux effets de l'Aroclor 1254 pendant son stade larvaire, puisque le développement des larves a été retardé de 3,7 j lorsque les crevettes étaient exposées de façon chronique à une concentration mesurée de 3,2 $\mu g \cdot L^{-1}$, dans une étude classée comme primaire (Roesijadi et coll., 1976a). Dans une autre étude portant sur ces mêmes crevettes, on a observé chez celles-ci un profil altéré des acides aminés musculaires (p. ex., diminution de 89 % de la phénylalanine, augmentation de 19 % de l'acide glutanique) après une exposition de 96 h à une concentration mesurée de 29,4 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 dans un essai statique (Roesijadi et coll., 1976b). On a classé cet essai comme secondaire, car bien qu'on ait observé une altération de l'état métabolique, l'osmorégulation intracellulaire globale n'a pas été perturbée, et par conséquent, on ignore l'importance biologique de cette réaction.

Dans deux études en milieu à circulation continue, on a constaté que les huîtres (*Crassostrea virginica*) étaient sensibles aux effets sublétaux des PCB. Dans la première étude, classée comme primaire, Hansen et coll. (1974) ont trouvé que chez des huîtres exposées pendant 96 h à une concentration mesurée de 0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1015, la croissance des écailles était réduite de 10 %. Dans la seconde étude, jugée inacceptable en raison de données insuffisantes sur les conditions expérimentales, Parrish et coll. (1972) ont observé que la vitesse de croissance des huîtres (hauteur et poids dans l'eau) diminuait de façon appréciable après une exposition de 24 semaines à 5,0 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254. À la concentration de 1,0 $\mu g \cdot L^{-1}$, on n'a observé aucun effet sur la vitesse de croissance.

Poissons marins

Dans une étude classée comme secondaire parce que les concentrations n'avaient pas été mesurées, Weis et Weis (1982) ont observé chez le *Fundulus heteroclitus* un retard uniforme de l'éclosion à une concentration de 10 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1242, après une exposition de 7 j. Toutefois, les auteurs n'ont pas quantifié l'effet de ce retard. On n'a observé aucun effet à la même concentration avec de l'Aroclor 1254. On a observé chez la même espèce, traitée pendant 24 h à raison de 75 000 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1221, une augmentation importante de l'osmolarité sérique et une forte concentration de sodium, dans une étude jugée inacceptable, car les données sur les conditions expérimentales étaient insuffisantes (Kinter et coll., 1972). Ces résultats indiquent que les fondules avaient perdu une partie de leur capacité à réguler leur pression osmotique.

Résumé

On voit à la figure 5 que les PCB ont des effets sublétaux sur le biote marin dans une grande

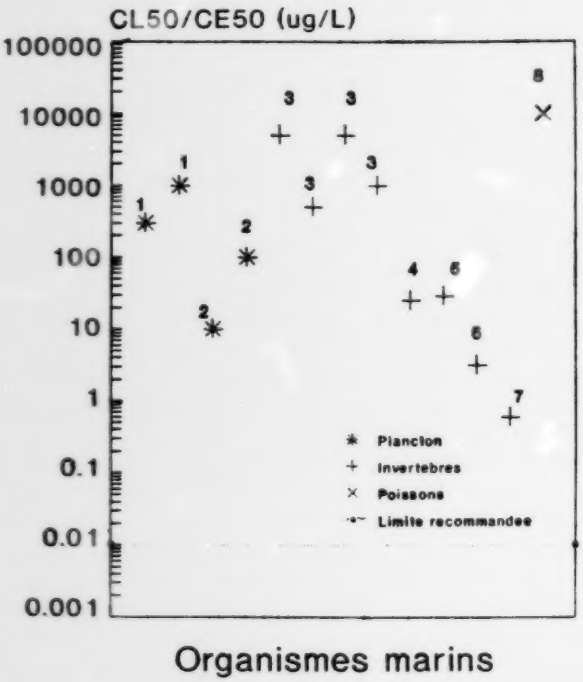


Figure 5. Réactions sublétales observées dans le biote marin exposé aux PCB.

fourchette de concentrations. On a observé la réaction la plus forte chez les huîtres, à savoir une réduction de 10 % de la croissance des coquilles après une exposition de 96 h à 0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1016 (Hansen et coll., 1974).

Effets sur un biote soumis à un stress

Dans la nature, les organismes rencontrent rarement des conditions optimales de croissance et de reproduction. C'est pourquoi, lors de la formulation de recommandations sur la présence de PCB dans l'eau, on a tenu compte des interactions synergiques entre les stress que l'on retrouve en milieu naturel et la contamination par les PCB. La présente section traite des effets des PCB sur le biote marin déjà soumis à un stress qui n'est pas produit par des contaminants. Les résultats sont résumés au tableau E-4.

Plantes marines

Fisher et Wurster (1973) ont déterminé les effets de l'Aroclor 1254 sur la chlorophycée *D. tertiolecta* et les diatomées *T. pseudonana* et *R. setigera*, après une exposition chronique (72 à 192 h) dans des conditions statiques. À la plus forte concentration utilisée (10 $\mu g \cdot L^{-1}$), on n'a observé aucun effet sur la vitesse de croissance de *D. tertiolecta*, même à des températures sous-optimales (12 °C). Toutefois, on a constaté chez la *T. pseudonana* une réduction de 76 % de la vitesse de croissance à la concentration de 10 $\mu g \cdot L^{-1}$, et à la température sous-optimale de 12 °C. À la plus faible concentration utilisée (0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$), la vitesse de croissance a diminué de 18 % chez la *R. setigera*, à une température sous-optimale de 10 °C.

Dans des essais à circulation continue avec apport limité en nitrate, Fisher et coll. (1974) ont constaté qu'une concentration de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 causait une réduction de 68 % de l'indice de diversité des espèces de Shannon, et modifiait la hiérarchie de dominance dans un regroupement de phytoplancton naturel, après 6 j d'exposition. Pareillement, Fisher et coll. (1974) ont observé qu'à une concentration de 0,042 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, l'espèce dominante n'était plus *T. pseudonana*, mais *D. tertiolecta*, après une exposition de 16 j dans un milieu à circulation continue avec apport limité en nitrate.

Invertébrés marins

Roesijadi et coll. (1976a) ont constaté que le stress dû à la salinité avait peu d'effet sur la sensibilité des crevettes (*P. pugio)* juvéniles à l'Aroclor 1254, lors d'un essai statique. Dans tous les traitements à salinité constante (salinité : 1 ‰–35 ‰), la CL_{50} – 96 h avait légèrement varié de 6,1 à 7,8 $\mu g \cdot L^{-1}$. Toutefois, lorsqu'on modifiait les conditions de salinité pendant l'exposition à l'Aroclor 1254, les crevettes juvéniles devenaient plus sensibles, à une concentration de 1,8 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, ce qui donnait lieu à un taux de mortalité supérieur à celui des groupes témoins (la mortalité n'a pas été quantifiée), dans un essai statique (Roesijadi et coll., 1976c).

Vernberg et coll. (1977) ont déterminé l'influence des combinaisons stressantes mais sublétales de température et de salinité sur la réaction des crabes appelants (*U. pugilator*) à l'état larvaire, et soumis à des concentrations sublétales d'Aroclors 1016 et 1254. Ils ont observé qu'à une concentration de 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$, une salinité et des températures extrêmes causaient une mortalité plus grande que ce qu'on avait observé dans des conditions sans stress ou chez les groupes témoins. Par exemple, à 35 % de salinité et à 15 °C, le taux de mortalité des larves était de 29 % après une exposition à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1016, de 78 % après une exposition à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, et de 15 % chez les groupes témoins. En règle générale, l'Aroclor 1254 s'est avéré plus toxique que l'Aroclor 1016.

Poissons marins

On n'a trouvé aucune étude traitant des effets des PCB sur les poissons marins soumis à un stress.

Oiseaux marins

Chez les malards (*Anas platyrhynchos*) traités pendant 10 j avec de l'Aroclor 1254 dans la nourriture, à des concentrations variant de 25 à 100 $mg \cdot kg^{-1}$, on a observé une résistance plus faible à la maladie au contact du virus de l'hépatite de canard (Friend et Trainer, 1970).

Résumé

La figure 6 démontre que, en règle générale, les PCB ont des effets sur un biote marin à des concentrations plus faibles que lorsque le biote n'est pas soumis à un stress additionnel. La plus forte réaction observée a été un changement de l'espèce dominante dans une culture mixte de *D. tertiolecta* et de *T. pseudonana*, après une exposition de 16 j à 0,042 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, pendant que l'apport nutritif à la culture était limité (Fisher et coll., 1974).

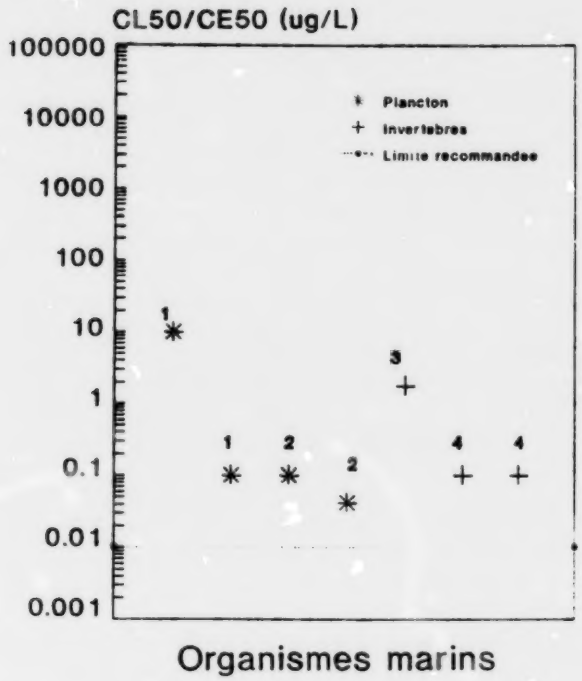


Figure 6. Létalité observée dans les biotes marins soumis à un stress additionnel après avoir été exposés aux PCB.

Effets des PCB injectés ou présents dans la nourriture

Les PCB peuvent s'accumuler dans les biotes marins benthiques et ceux des niveaux trophiques supérieurs, par l'intermédiaire de leur nourriture. La présente section traite des effets des PCB sur le biote marin par l'intermédiaire de la nourriture ou par injection. Les résultats sont résumés au tableau E-5.

Invertébrés marins

Après avoir fait ingérer au ver benthique *Nereis virens* de l'Aroclor 1254 dans sa nourriture (500 $mg \cdot kg^{-1}$) pendant 4 et 8 semaines, on a constaté une activité élevée de l'oxydase à fonction mixte et du cytochrome P-450 (Fries et Lee, 1984). On ignore l'importance biologique de ces modifications biochimiques (Lloyd, 1986).

Poissons marins

On a injecté à des saumons coho anadromes d'un an (*Oncorhynchus kisutch*) une concentration de 0,15 $mg \cdot kg^{-1}$ d'Aroclor 1254; on a observé une mortalité appréciable (6 %), lorsqu'ils sont entrés dans l'eau salée (Folmar et coll., 1982). Chez les saumons traités, on a également observé une activité élevée de la thyroïde.

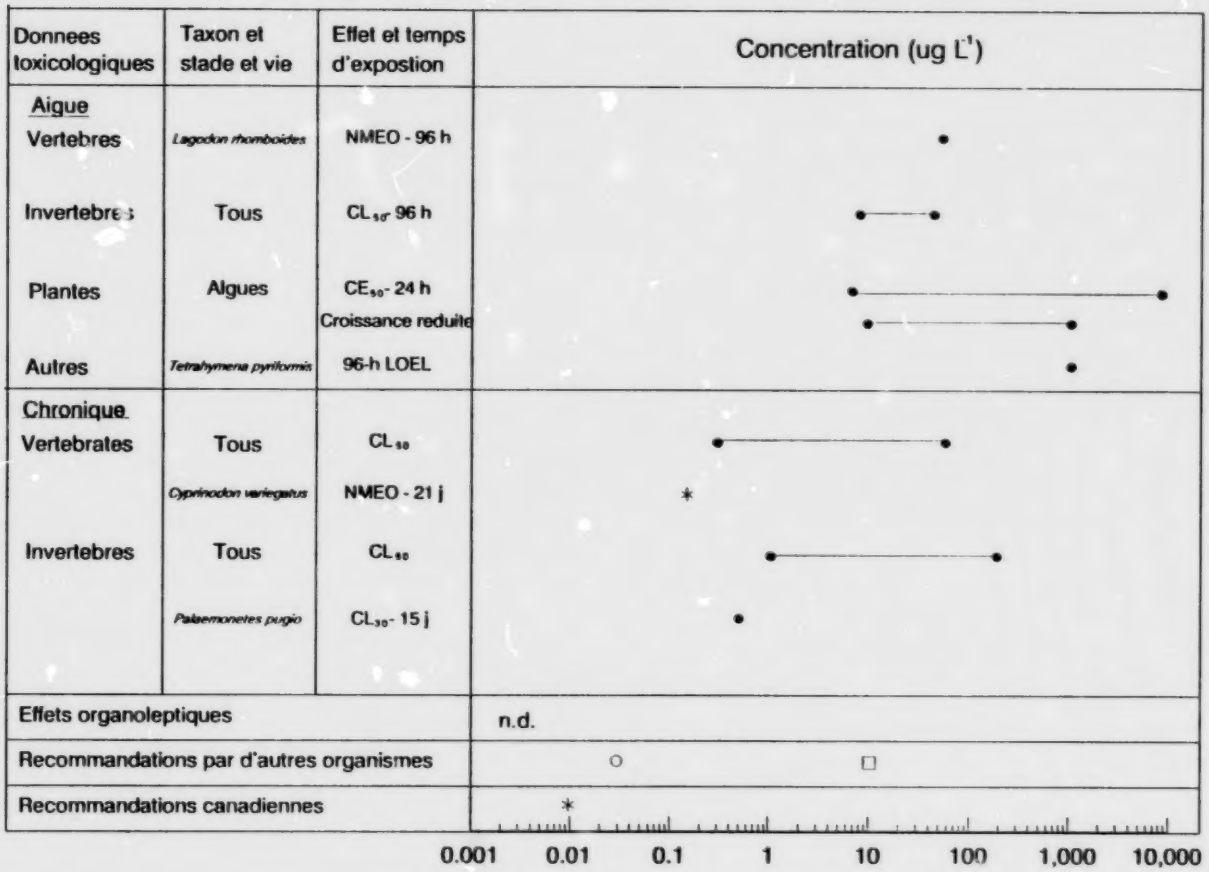
Chez la morue de l'Atlantique (*Gadus morhua*) traitée pendant 5,5 mois avec de l'Aroclor 1254 (1, 5, 10, 25, 50 $mg \cdot kg^{-1}$) dans la nourriture, on a observé des mécanismes dégradés de biosynthèse, des anomalies dans les testicules, les branchies, le foie et les reins, ainsi qu'un retard dans la maturité sexuelle (Freeman et coll., 1982). Les concentrations de PCB accumulées dans les tissus de ce poisson, au cours de cette étude, étaient équivalentes à celles observées dans les tissus de poissons provenant de plusieurs zones très polluées de la mer du Nord.

On a observé une glycémie élevée ainsi qu'une forte teneur en glycogène dans le foie, le coeur et les muscles du mulet lippu (*Chelon labrosus*) traité pendant 30 j avec du Phénochlor DP6 (mélange commercial de PCB contenant six atomes de chlore par molécule), à une concentration de 48 $mg \cdot kg^{-1}$ dans sa nourriture (Narbonne et coll., 1988). Après le traitement aux PCB, on a également remarqué une diminution des concentrations de protéines plasmatiques et une augmentation des protéines hépatiques. Après 30 j de dépuration, seule la forte teneur en glycogène dans le foie demeurait observable.

Oiseaux marins

On a fait des injections sous-cutanées de 30–35 mg d'Aroclor 1254 à des macareux moines (*Fratercula arctica*), et on n'a observé aucun effet sur leur comportement reproductif et le taux d'éclosion dans des conditions naturelles, pendant trois couvaisons (Harris et Osborn, 1981).

On a ajouté à la ration du goéland brun (*Larus fuscus*) des concentrations de 50, 100, 200 et 400 $mg \cdot kg^{-1}$ d'Aroclor 1254 pendant huit semaines; on a observé une augmentation du poids, ainsi que de la taille du follicule et de la teneur en colloïdes de la glande thyroïde, par rapport aux groupes témoins (Jefferies et Parslow, 1972). De plus, la grosseur moyenne du coeur a diminué en fonction inverse de la dose de PCB.



* Essai de toxicite utilise pour formuler la recommandation

○ Critere de l'U.S. EPA pour une exposition chronique en milieu marin

□ Critere de l'U.S. EPA pour une exposition aigue en milieu marin

Figure 7. Graphique pour la formulation d'une recommandation à l'égard des PCB dans l'environnement marin.

À de faibles expositions d'Aroclor 1254 (12 et 25 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour) dans la nourriture, et après 45 j de traitement, on a noté chez les marmettes communes (*Uria aalge*) une augmentation du poids des glandes, de la taille du follicule et de la teneur en colloïdes de la glande thyroïde (Jefferies et Parslow, 1976). Toutefois, ces effets ont été inversés lorsqu'on a augmenté les concentrations dans les rations (400 $mg \cdot kg^{-1}$ par jour). Ces auteurs ont signalé que les concentrations de PCB accumulées dans les lipides des oiseaux correspondaient à la plage de concentrations trouvée dans les cadavres de marmettes dans la mer d'Irlande (c.-à-d. jusqu'à 79 $\mu g \cdot j^{-1}$ dans le foie, poids à l'état frais).

RÉSUMÉ ET RECOMMANDATIONS

Les données sur la toxicité aiguë des PCB indiquent que ce groupe de composés n'est pas très toxique pour le biote marin. Après des expositions à court terme aux PCB, on a observé chez les organismes les plus sensibles (la diatomée *R. setigera* et le protozoaire *T. pyriformis*) une réduction importante de la croissance (13 % et 8 % à 10 %, respectivement) à une concentration de 1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 (Fisher et Wurster, 1973; Cooley et coll., 1973; Nimmo et coll., 1975). Pour la plupart des espèces d'invertébrés et de plancton marins, les études ont donné des CE_{50}/CL_{50} en deçà de 1–2 ordres de grandeur de cette concentration (c.-à-d. < 100 $\mu g \cdot L^{-1}$). Il semble que les expositions à court terme aux PCB n'aient pas d'effet sur les poissons.

Toutefois, une exposition à long terme aux PCB a eu pour effet d'abaisser le seuil de létalité dans la plupart des biotes marins (figure 7). Chez les embryons et les alevins de l'espèce la plus sensible, soit le fondule *C. variegatus*, on a obtenu une CL_{50} de 0,32 $\mu g \cdot L^{-1}$ après 3 semaines d'exposition à l'Aroclor 1254. On a observé un taux de mortalité important (38 %) à 0,16 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254, et c'est seulement à une concentration aussi faible que 0,06 $\mu g \cdot L^{-1}$ qu'on n'a pas observé d'effet (Schimmell et coll., 1974).

En règle générale, les concentrations de PCB produisant des effets sublétaux dans le biote marin n'étaient pas différentes des concentrations auxquelles on a observé des effets létaux. Chez l'organisme le plus sensible aux effets sublétaux, soit les huîtres *C. virginica*, on a noté une réduction de 10 % de la vitesse de croissance des coquilles après 96 h d'exposition à 0,6 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1016 (Hansen et coll., 1974).

Le biote marin soumis à un stress est beaucoup plus sensible aux effets des PCB. Chez les organismes les plus sensibles lorsque soumis à un stress, soit la diatomée *R. setigera* et le crabe appelant *U. pugilator*, les chercheurs ont trouvé des taux de mortalité élevés après des expositions aiguës à 0,1 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 (Fisher et coll., 1974; Vernberg et coll., 1977). En outre, l'exposition pendant 16 j à 0,042 $\mu g \cdot L^{-1}$ d'Aroclor 1254 a provoqué des modifications dans la structure d'une communauté de phytoplancton dans un milieu dont l'apport en nitrate était limité (Fisher et coll., 1974). Ces concentrations de PCB correspondent aux fourchettes que l'on retrouve dans les zones côtières et estuariennes du Canada.

La quantité de données toxicologiques varie selon les congénères de PCB. Les composés les plus souvent utilisés dans les essais furent les Aroclors 1254 et 1016, et on a également trouvé des données pour les Aroclors 1242, 1248, 1221, 1260, 1262, 2,4'-CB, et pour le Phenoclor DP6. La présence de contaminants comme les dioxines et les furanes dans les mélanges de PCB, lors des études précédentes, avait donné lieu à des écarts dans les données toxicologiques.

Pour assurer la protection et la préservation des organismes aquatiques côtiers et estuariens, on recommande, de façon provisoire, une concentration limite de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ de PCB totaux. On a obtenu cette concentration en réduisant par un coefficient de sécurité 0,1 (CCMRE, 1987, annexe IX) le NMEO (0,16 $\mu g \cdot L^{-1}$) identifiable chez l'espèce la plus sensible à une exposition à long terme aux PCB (alevins du *C. variegatus*) et en arrondissant cette valeur à un seul chiffre significatif. On a observé, à cette concentration, un taux de mortalité de 38 % chez les alevins du *C. variegatus*, après 3 semaines d'exposition à l'Aroclor 1254 (Schimmel et coll., 1974) (figure 7). On a jugé que les données sur l'exposition chronique conviennent davantage à l'établissement de recommandations, car les PCB ne se dégradent pas aisément dans les milieux marins. Selon toutes les études analysées dans le présent rapport, il semble qu'une concentration de 0,01 $\mu g \cdot L^{-1}$ de PCB n'aurait pas d'effet observable sur le biote marin, même lorsque le biote est soumis à un stress attribuable à d'autres facteurs (p. ex., limitation de substances nutritives) (tableau E-4). Pour que la recommandation provisoire devienne permanente, il faut disposer d'une étude primaire sur une espèce d'algue marine ou de plante vasculaire marine d'eau

Utilisation de l'eau : Protection de la vie aquatique marine

Composé : Polychlorobiphényles (PCB)

Recommandation pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	x	x	x		1
	2.	x	x	x		2
	3.	x	x			3
Invertébrés	1.	x	x	x	—	4
	2.	—	—	—		—
Plantes	1.	—	—			—

Exemptions aux exigences ci-dessus, avec justifications scientifiques : Oui ___ Non _x_.

Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité : Oui ___ Non _x_. Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement

(1) Connait-on la mobilité du composé et les compartiments de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui _x_ Non ___

(2) Connait-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui _x_ Non ___

(3) Connait-on les métabolites chimiques éventuels? Oui _x_ Non ___

(4) Connait-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui _x_ Non ___

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada :

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë et (ou) chronique pour les poissons marins et pour les invertébrés marins? Oui _x_ Non ___

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée?
Oui _x_ Non ___

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui _x_ Non ___

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Note : Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure 8. Fiche de données minimales pour l'établissement d' une recommandation relative à la concentration de PCB dans les eaux canadiennes afin de protéger la vie aquatique marine.

tempérée, et d'une étude de toxicité chronique primaire (cycle biologique partiel ou complet) portant sur une espèce d'invertébré marin d'eau tempérée d'une classe autre que les crustacés (figure 8). Les travaux futurs en matière de recommandations pour la qualité de l'eau devraient porter sur les différents congénères de PCB, notamment les congénères plans qui sont très toxiques (Tanabe, 1988). Toutefois, les données actuelles sont insuffisantes pour permettre la formulation de recommandations pour les différents congénères de PCB dans l'environnement marin.

REMERCIEMENTS

Les auteurs sont très reconnaissants, pour leur aide et leurs commentaires, aux membres du Groupe de travail du Conseil canadien des ministres de l'environnement (CCME) sur les recommandations pour la qualité des eaux, aux scientifiques d'Environnement Canada (M.C. Taylor, M.P. Wong, B.P. Pauli, R.A. Kent et D. McGirr) et également à R.C. Pierce de Pêches et Océans Canada.

RÉFÉRENCES

Adams, J.A., et S. Slaughter-Williams. 1988. The effects of PCB's (Aroclors 1254 and 1016) on fertilization and morphology in *Arbacia punctulata*. Water Air Soil Pollut., 38: 299–310.

Allan, R.J. 1988. Toxic chemical pollution of the St. Lawrence River (Canada) and its upper estuary. Water Sci. Technol., 20: 77–88.

Andersson, O., C.-E. Linder, M. Olsson, L. Reutergardh, U.-B. Uvemo, et U. Wideqvist. 1988. Spatial differences and temporal trends of organochlorine compounds in biota from the Northwestern hemisphere. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 17: 755–765.

Aulerich, R.J., et R.K. Ringer. 1977. Current status of PCB toxicity to mink, and effect on their reproduction. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 5: 279–292.

Ballschmiter, K., et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary gas chromatography. Fresenius Z. Anal. Chem., 302: 20–31.

Bédard, D.L., R.E. Wagner, M.J. Brennan, M.L. Haberl, et J.F. Brown. 1987. Extensive degradation of Aroclors and environmentally transformed polychlorinated biphenyls by *Alcaligenes eutrophus* H850. Appl. Environ. Microbiol., 53: 1094–1102.

Biddinger, G.R., et S.P. Gloss. 1984. The importance of trophic transfer in the bioaccumulation of chemical contaminants in aquatic ecosystems. Residue Rev., 91: 103–145.

Bidleman, T.F., et L.E. Olney. 1974. Chlorinated hydrocarbons in Sargasso Sea atmosphere and surface water. Science, 183: 516–518.

Biggs, D.C., R.G. Rowland, et C.F. Wurster. 1979. Effects of trichloroethylene, hexachlorobenzene and polychlorinated biphenyls on the growth and cell size of marine phytoplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21: 196–201.

Biggs, D.C., C.D. Powers, R.G. Rowland, H.B. O'Connors, et C.F. Wurster. 1980. Uptake of polychlorinated biphenyls by natural phytoplankton assemblages: Field and laboratory determination of ^{14}C-PCB particle–water index of sorption. Environ. Pollut. (Ser. A), 22: 101–110.

Boehm, P. 1983. Chemical contaminants in Northeast United States marine sediments. NOAA Technical Report NOS 99, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Ocean Services, Rockville, Md.

Boon, J.P., et J.C. Duinker. 1985. Kinetics of polychlorinated biphenyl (PCB) components in juvenile sole (*Solea solea*) in relation to concentrations in water and to lipid metabolism under conditions of starvation. Aquat. Toxicol., 7: 119–134.

Boon, J.P., et F. Eijgenraam. 1988. The possible role of metabolism in determining patterns of PCB congeners in species from the Dutch Wadden sea. Mar. Environ. Res., 24: 3–8.

Bopp, R.F., H.J. Simpson, C.R. Olsen, et N. Kostyk. 1981. Polychlorinated biphenyls in sediments of the tidal Hudson River, New York. Environ. Sci. Technol., 15: 210–216.

Borlakoglu, J.T., J.P.G. Wilkins, et C.H. Walker. 1988. Polychlorinated biphenyls in fish-eating sea birds—Molecular features and metabolic interpretations. Mar. Environ. Res., 24: 15–19.

Brown, J.F., R.E. Wagner, H. Feng, D.L. Bédard, M.J. Brennan, J.C. Carnahan, et R.J. May. 1987. Environmental dechlorination of PCBs. Environ. Toxicol. Chem., 6: 579–593.

Brown, M.P. 1989. Dechlorination of PCB in the Hudson River. Environ. Toxicol. Chem., 8: 277–282.

Bunce, N.J., Y. Kumar, et B.G. Brownlee. 1978. An assessment of the impact of solar degradation of polychlorinated biphenyls in the aquatic environment. Chemosphere, 7: 155–164.

Califano, R.J., J.M. O'Connor, et J.A. Hernandez. 1982. Polychlorinated biphenyl dynamics in Hudson River striped bass. I. Accumulation in early life history stages. Aquat. Toxicol., 2: 187–204.

Canadian Environmental Control Newsletter. 1988. 377: 3115–3116.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1986. The PCB story. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Ottawa.

CCMRE (Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement). 1987. Recommandations pour la qualité des eaux du Canada. Document préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil des ministres des ressources et de l'environnement.

Colwell, R.R., et G.S. Sayler. 1977. Effects and interactions of polychlorinated biphenyl (PCB) with estuarine microorganisms and shellfish. Ecological Research Series EPA-600/3-77-070, U.S. Environmental Protection Agency.

Cooley, N.R., J.M. Keltner, et J. Forester. 1973. The polychlorinated biphenyls, Aroclors 1248 and 1260: Effect on and accumulation by *Tetrahymena pyriformis*. J. Protozool., 20: 443–445.

Cosper, E.M., B.J. Snyder, L.M. Arnold, L.A. Zaikowski, et C.F. Wurster. 1987. Induced resistance to polychlorinated biphenyls confers cross-resistance and altered environmental fitness in a marine diatom. Mar. Environ. Res., 23: 207–222.

Couillard, D. 1982. Évaluation des teneurs en composés organochlorés dans le fleuve, l'estuaire et le golfe Saint-Laurent, Canada. Environ. Pollut. (Ser. B), 3: 239–270.

Craigie, J.S., et O. Hutzinger. 1975. Effects of commercial chlorinated hydrocarbons and specific chlorobiphenyls on the growth of seven species of marine phytoplankton. Chemosphere, 3: 139–144.

Cummins, J.E. 1988. Extinction: The PCB threat to marine mammals. Ecologist, 18: 193–195.

Desjardins, C., J.-D. Dutil, et R. Gélinas. 1983. Contamination de l'anguille (*Anguilla rostrata*) du bassin du fleuve Saint-Laurent

par les biphényles polychlorés. Rapp. Can. Ind. Sci. Halieut. Aquat., 144: 1–56.

Duinker, J., et M.T.J. Hillebrand. 1979. Behaviour of PCB, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene, alpha-HCH, gamma-HCH, beta-HCH, dieldrin, endrin and p,p'DDD in the Rhine–Meuse Estuary and the adjacent coastal area. Neth. J. Sea Res., 13: 256.

Duke, T.W., J.I. Lowe, et A.J. Wilson. 1970. A polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) in the water, sediment, and biota of Escambia Bay, Florida. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 5: 171–180.

Ehrhardt, M. 1981. Organic substances in the Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull., 12: 210–213.

Eisenberg, M., R. Mallman, et H.S. Tubiash. 1980. Polychlorinated biphenyls in fish and shellfish of Chesapeake Bay. Mar. Fish. Rev., 42: 21–25.

Elder, D.L., et J.-P. Villeneuve. 1977. Polychlorinated biphenyls in the Mediterranean Sea. Mar. Pollut. Bull, 8: 19–22.

Elder, D.L., J.-P. Villeneuve, P. Parsi, et G.R. Harvey. 1976. Polychlorinated biphenyls in sea-water, sediments and over-ocean air of the Mediterranean. *Dans* Activities of the International Laboratory of Marine Radioactivity, Rep. Tech. Doc. IAEA-187. Agence internationale de l'énergie atomique, Vienne.

Environnement Canada. 1985. Inventaire national des liquides à forte teneur en BPC (Askarels), mise à jour du sommaire 1985. Séries de la protection de l'environnement, rapport EPS 5/HA/4.

Environnement Canada. 1988. McMillan prend des mesures pour détruire les BPC. Communiqué de presse PR-HQ-088-58. Ministre Environnement Canada.

Farrington, J.W. 1983. Bivalves as sentinels of coastal chemical pollution: The mussel (and oyster) watch. Oceanus, 26: 18–29.

Farrington, J.W., A.C. Davis, B.J. Brownawell, B.W. Tripp, C.H. Clifford, et J.B. Livramento. 1986. The biogeochemistry of polychlorinated biphenyls in the Acushnet River estuary, Massachusetts. *Dans* Organic Marine Geochemistry, éd. M.L. Sohn. American Chemical Society, Washington, D.C.

Fisher, N.S. 1977. On the differential sensitivity of estuarine and open-ocean diatoms to exotic chemical stress. Am. Nat., 111: 871–895.

Fisher, N.S., et C.F. Wurster. 1973. Individual and combined effects of temperature and polychlorinated biphenyls on the growth of three species of phytoplankton. Environ. Pollut., 5: 205-212.

Fisher, N.S., L.B. Graham, E.J. Carpenter, et C.F. Wurster. 1973. Geographic differences in phytoplankton sensitivity to PCBs. Nature (Londres), 241: 548–549.

Fisher, N.S., E.J. Carpenter, C.C. Remsen, et C.F. Wurster. 1974. Effects of PCB on interspecific competition in natural and gnotobiotic phytoplankton communities in continuous and batch cultures. Microb. Ecol., 1: 39–50.

Folmar, L.C., W.W. Dickhoff, W.S. Zaugg, et H.O. Hodgins. 1982. The effects of Aroclor 1254 and No. 2 fuel oil on smoltification and sea-water adaptation of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). Aquat. Toxicol., 2: 291–299.

Fowler, S.W., G.G. Polikarpov, D.L. Elder, P. Parsi, et J.-P. Villeneuve. 1978. Polychlorinated biphenyls: Accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. Mar. Biol., 48: 303–309.

Freeman, H.C., G. Sangalang, et B. Flemming. 1982. The sublethal effects of a polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) diet on the Atlantic cod (*Gadus morhua*). Sci. Total Environ., 24: 1–11.

Friend, M., et D.O. Trainer. 1970. Polychlorinated biphenyl: Interaction with duck hepatitis virus. Science, 170: 1314–1316.

Fries, C.R., et R.F. Lee. 1984. Pollutant effects on the mixed function oxygenase (MFO) and reproductive systems of the marine polychaete *Nereis virens*. Mar. Biol., 79: 187–193.

Garrett, C.L. 1980. Fraser River estuary study. Water quality. Toxic organic contaminants. Background report to the Fraser River estuary study of the Fraser River Study Steering Committee, Province of British Columbia.

Gaskin, D.E., M. Holdrinet, et R. Frank. 1978. Organochlorine residues in shearwaters from the approaches to the Bay of Fundy, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 7: 505–513.

Gaskin, D.E., R. Frank, et M. Holdrinet. 1983. Polychlorinated biphenyls in harbor porpoises *Phocoena phocoena* (L.) from the Bay of Fundy, Canada and adjacent waters, with some information on chlordane and hexachlorobenzene levels. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 12: 211–219.

Gazette du Canada. 1989. Liste des substances toxiques. Partie III. 2 septembre, 1988. Vol. 11(4). Ministre des Approvisionnements et Services Canada.

Germain, A., et C. Langois. 1988. Contamination des eaux et des sédiments en suspension du fleuve Saint-Laurent par les pesticides organochlorés et les biphényles polychlorés. Rapport préliminaire, Environnement Canada.

Ghirelli, R.P.,F.H. Palmer, T.L. Spielman, M. Jung, R.L. Severeid, G.W. Bowes, et D.B. Cohen. 1983. Polychlorinated biphenyls. Special Projects Report No. 83-1sp, California State Water Resources Control Board, Toxic Substances Control Program.

Goerke, H., G. Eder, K. Weber, et W. Ernest. 1979. Patterns of organochlorine residues in animals of different trophic levels from the Weser estuary. Mar. Pollut. Bull., 10: 127–133.

Gossett, R.W., H.W. Puffer, R.H. Arthur, et D.R. Young. 1983. DDT, PCB and benzo(a)pyrene levels in white croaker (*Genyonemus lineatus*) from southern California. Mar. Pollut. Bull., 14: 60–65.

Halter, M.T., et H.E. Johnson. 1977. A model system to study the desorption and biological availability of PCB in hydrosoils. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Evaluation. Proceedings of the First Annual Symposium on Aquatic Toxicology, éd. F.L. Mayer et J.L. Hamelink. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa.

Hamdy, M.K., et J.A. Gooch. 1986. Uptake, retention, biodegradation, and depuration of PCBs by organisms. *Dans* PCBs and the Environment, Vol. 2, éd. J.S. Waid. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.

Hansen, L.G. 1987. Environmental toxicology of polychlorinated biphenyls. *Dans* Polychlorinated Biphenyls (PCBs): Mammalian and Environmental Toxicology, éd. S. Safe. Berlin: Springer-Verlag.

Hansen, D.J., P.R. Parrish, J.I. Lowe, A.J. Wilson, et P.D. Wilson. 1971. Chronic toxicity, uptake, and retention of Aroclor 1254 in two estuarine fishes. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 6: 113–119.

Hansen, D.J., P.R. Parrish, et J. Forester. 1974. Aroclor 1016: Toxicity to and uptake by estuarine animals. Environ. Res., 7: 363–373.

Hansen, D.J., S.C. Schimmel, et J. Forester. 1975. Effects of Aroclor 1016 on embryos, fry, juveniles and adults of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). Trans. Am. Fish. Soc., 104: 584–588.

Harding, G.C., et R.F. Addison. 1986. Accumulation and effects of PCBs in marine invertebrates and vertebrates. *Dans* PCBs and the Environment, Vol. 2, éd. J.S. Waid. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.

Harding, L.W., et J.H. Phillips. 1978. Polychlorinated biphenyls: Transfer from microparticulates to marine phytoplankton and the effects on photosynthesis. Science, 202: 1189–1192.

Harris, M.P., et D. Osborn. 1981. Effect of a polychlorinated biphenyl on the survival and breeding of puffins. J. Appl. Ecol., 18: 471–479.

Harvey, G., et W.G. Steinhauer. 1976. Transport pathways of polychlorinated biphenyls in Atlantic water. J. Mar. Res., 34: 561–575.

Harvey, G.R., W.G. Steinhauer, et J.M. Teal. 1973. Polychlorobiphenyls in North Atlantic ocean water. Science, 180: 643–644.

Jefferies, D.J., et J.L.F. Parslow. 1972. Effect of one polychlorinated biphenyl on size and activity of the gull thyroid. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 8: 306–310.

Jefferies, D.J., et J.L.F. Parslow. 1976. Thyroid changes in PCB-dosed guillemots and their indication of one of the mechanisms of action of these materials. Environ. Pollut., 10: 293–311.

Jensen, S., A.G. Johnels, S. Olsson, et G. Otterlind. 1969. DDT and PCB in marine animals from Swedish waters. Nature (Londres), 224: 247–250.

Kalmaz, E.V., et G.D. Kalmaz. 1979. Transport, distribution and toxic effects of polychlorinated biphenyls in ecosystems: A review. Ecol. Model., 6: 223–251.

Keil, J.E., L.E. Priester, et S.H. Sandifer. 1971. Polychlorinated biphenyl (Aroclor 1242): Effects of uptake on growth, nucleic acids, and chlorophyll of a marine diatom. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 6: 156–159.

Kinter, W.B., L.S. Merkens, R.H. Janicki, et A.M. Guarino. 1972. Studies on the mechanism of toxicity of DDT and polychlorinated biphenyls (PCBs): Disruption of osmoregulation in marine fish. Environ. Health Perspect., 1: 69–173.

Langston, W.J. 1978. Persistence of polychlorinated biphenyls in marine bivalves. Mar. Biol., 46: 35–40.

Larsson, C.-M., et J.-E. Tillberg. 1975. Effects of the commercial polychlorinated biphenyl mixture of Aroclor 1242 on growth, viability, phosphate uptake, respiration and oxygen evolution in *Scenedesmus*. Physiol. Plant., 33: 256–260.

Lloyd, R. 1986. Some common sources of error in data derived from toxicity tests on aquatic organisms. *Dans* Toxic Hazard Assessment of Chemicals, éd. M. Richardson. The Royal Society of Chemistry, Londres.

LNQE (Laboratoire national de la qualité des eaux). 1985. Operational Methods, Vol. II. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario).

LNQE (Laboratoire national de la qualité des eaux. 1987. Analytical protocol for monitoring ambient water quality at the Niagara-on-the-Lake and Fort Erie stations. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ontario).

Longcore, J.R., J.D. Heyland, A. Reid, et P. Laporte. 1983. Contaminants in greater snow geese and their eggs. J.Wildl. Manage., 47: 1105–1109.

Luard, E.J. 1973. Sensitivity of *Dunaliella* and *Scenedesmus* (Chlorophyceae) to chlorinated hydrocarbons. Phycologia, 12: 29–33.

MacKay, D., W.Y. Shiu, J. Billington, et G.L. Huang. 1983. Physical chemical properties of polychlorinated biphenyls. *Dans* Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes, éd. D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich, et M.S. Simmons. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publ.

Masse, R., D. Martineau, L. Tremblay, et P. Béland. 1986. Concentrations and chromatographic profile of DDT metabolites and polychlorobiphenyl (PCB) residues in stranded Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 15: 567–579.

Matheson, R.A.F., et V.I. Bradshaw. 1985. The status of selected environmental contaminants in the Baie des Chaleurs ecosystem. EPS 5-AR-85-3, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada.

Mayer, F.L., P.M. Mehrle, et H.O. Sanders. 1977. Residue dynamics and biological effects of polychlorinated biphenyls in aquatic organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 5: 501–511.

McDonald, C.J., et R.E. Tourangeau. 1986. PCBs: Question and answer guide concerning polychlorinated biphenyls. Direction des produits chimiques commerciaux, Environnement Canada.

McElroy, A.E., et J.C. Means. 1988. Factors affecting the bioavailability of hexachlorobiphenyls to benthic organisms. *Dans* Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Vol. 10, éds. W.J. Adams, G.A. Chapman, et W.G. Landis. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa.

McLeese, D.W., et C.D. Metcalfe. 1980. Toxicities of eight organochlorine compounds in sediment and seawater to *Crangon septemspinosa*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 25: 921–928.

Michaels, R.A., R.G. rowland, et C.F. Wurster. 1982. Polychlorinated biphenyls (PCB) inhibit photosynthesis per cell in the marine diatom *Thalassiosira pseudonana*. Environ. Pollut. (Ser. A), 27: 9–14.

Moore, S.A., et R.C. Harriss. 1972. Effects of polychlorinated biphenyls on marine phytoplankton communities. Nature (Londres), 240: 356–358.

Mosser, J.L., N.S. Fisher, T.-C. Teng, et C.F. Wurster. 1972. Polychlorinated biphenyls: Toxicity to certain phytoplankters. Science, 175: 191–192.

Muir, D.C.G. 1985. Chlorinated hydrocarbon and heavy metal contaminants in Arctic animals and fish. Report to Indian and Northern Affairs Canada Ad Hoc Committee on Contaminants in Native Diets.

Muir, D.C.G., R. Wagemann, N.P. Grift, R.J. Norstrom, M. Simon, et J. Lien. 1988. Organochlorine chemical and heavy metal contaminants in white-beaked dolphins (*Lagenorhychus albirostris*) and pilot whales (*Globicephala melaena*) from the coast of Newfoundland, Canada, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 17: 613–629.

Nadeau, R.J., et R.A. Davis. 1976. Polychlorinated biphenyls in the Hudson River (Hudson Falls–Fort Edward, New York State). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 16: 436–453.

Nagayama, J., M. Kuratsune, et Y. Masuda. 1976. Determination of chlorinated dibenzofurans in Kanechlors and "Yusho oil." Bull. Environ. Contam. Toxicol., 15: 9–13.

Narbonne, J.F., P.M. Suteau, P.A. Grolier, et M.C. Daubeze. 1988. Metabolic effects of polychlorinated biphenyl (Phenoclor DP6) on mullets, *Chelon labrosus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 40: 8–12.

Nau-Ritter, G.M., et C.F. Wurster. 1983. Sorption of polychorinated biphenyls (PCB) to clay particulates and effects of desorption on phytoplankton. Water Res., 17: 383–387.

Nau-Ritter, G.M., C.F. Wurster, et R.G. Rowland. 1982. Partitioning of [^{14}C]PCB between water and particulates with various organic contents. Water Res., 16: 1615–1618.

Neely, W.B. 1983. Reactivity and environmental persistence of PCB isomers. *Dans* Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes, éd. D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich, et M.S. Simmons. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publ.

Nimmo, D.R., R.R. Blackman, A.J. Wilson, et J. Forester. 1971. Toxicity and distribution of Aroclor 1254 in the pink shrimp *Penaeus duorarum*. Mar. Biol., 11: 191–197.

Nimmo, D.R., J. Forester, P.T. Heitmuller, et G.H. Cook. 1974. Accumulation of Aroclor 1254 in grass shrimp (*Palaemonetes pugio*) in laboratory and field exposures. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 11: 303–308.

Nimmo, D.R., D.J. Hansen, J.A. Couch, N.R. Cooley, P.R. Parrish,

et J.I. Lowe. 1975. Toxicity of Aroclor 1254 and its physiological activity in several estuarine organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 3: 22–39.

Nisbet, C.I.T. 1976. Criteria document for PCBs. Report No. 440/9-76-021, PB-255397/2BA, U.S. Environmental Protection Agency.

Noble, D.G., et J.E. Elliott. 1986. Environmental contaminants in Canadian seabirds, 1968–1984: Trends and effects. Technical Report Series No. 13, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ottawa.

O'Connor, J.M., et R.J. Huggett. 1988. Aquatic pollution problems, North Atlantic coast, including Chesapeake Bay. Aquat. Toxicol., 11: 163–190.

O'Connor, J.M., et J.C. Pizza. 1987. Dynamics of polychlorinated biphenyls in striped bass from the Hudson River. III. Tissue disposition and routes for elimination. Estuaries, 10: 68–77.

O'Connor, T.P., A. Okubo, M.A. Champ, et P.K. Park. 1983. Projected consequences of dumping sewage sludge at a deep ocean site near New York Bight. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 40: 228–241.

O'Connor, J.M., J.H. Samuelian, K.J. Salamon, et J.C. Pizza. 1985. Measurement of the effect of Aroclor 1254 on the respiration of *Gammarus* using potentiometric respirometry. Water Res., 19: 639–643.

Olsson, M. 1987. PCBs in the Baltic environment. *Dans* PCBs and the Environment, Vol. 3, éd. J.S. Waid. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.

OAA (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture). 1976. An assessment of the effects of pollution on fisheries and aquaculture of Japan. Fisheries Technical Paper 163, Nations Unies.

Parrish, P.R., J.I. Lowe, A.J. Wilson, et J.M. Patrick. 1972. Effects of Aroclor 1254, a PCB, on oysters, *Crassostrea virginica* (Bivalvia: Protobranchia: Ostreidae). Assoc. Southeast Biol. Bull., 19: 30.

Pavlou, S.P., et R.N. Dexter. 1979. Distribution of polychlorinated biphenyls (PCB) in estuarine ecosystems: Testing the concept of equilibrium partitioning in the marine environment. Environ. Sci. Technol., 13: 65–71.

Peakall, D.B., et J.I. Lincer. 1970. Polychlorinated biphenyls. Another long-life widespread chemical in the environment. BioScience, 20: 958–964.

Phillips, D.J.H. 1986. Use of organisms to quantify PCBs in marine and estuarine environments. *Dans* PCBs and the Environment, Vol. 2, éd. J.S. Waid. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.

Phillips, D.J.H., et R.B. Spies. 1988. Chlorinated hydrocarbons in the San Francisco estuarine ecosystem. Mar. Pollut. Bull., 19: 445–453.

Pruell, R.J., J.L. Lake, W.R. Davis, et J.G. Quinn. 1986. Uptake and depuration of organic contaminants by blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to environmentally contaminated sediment. Mar. Biol., 91: 497–507.

PTI Environmental Services. 1988. Contaminated sediments criteria report (draft). Washington Department of Ecology, Olympia, Wash.

Rappe, C., et H.R. Buser. 1980. Chemical properties and analytical methods. *Dans* Halogenated Biphenyls, Terphenyls, Naphthalenes, Dibenzodioxins and Related Products, éd. R.D. Kimbrough. Amsterdam: Elsevier/North-Holland Biomedical Press.

Richardson, G.M. 1987. Sommaire des critères relatifs aux biphényles polychlorés (BPC) dans l'environnement. Séries de la protection de l'environnement, rapport EPS 4/HA/1, Environnement Canada.

Roesijadi, G., S.R. Petrocelli, J.W. Anderson, G.S. Giam, et G.E. Neff. 1976a. Toxicity of polychlorinated biphenyls (Aroclor 1254) to adult, juvenile, and larval stages of the shrimp *Palaemonetes pugio*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 15: 297–304.

Roesijadi, G., J.W. Anderson, et G.S. Giam. 1976b. Osmoregulation of the grass shrimp *Palaemonetes pugio* exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). II. Effect on free amino acids of muscle tissue. Mar. Biol., 38: 357–363.

Roesijadi, G., J.W. Anderson, S.R. Petrocelli, et G.S. Giam. 1976c. Osmoregulation of the grass shrimp *Palaemonetes pugio* exposed to polychlorinated biphenyls (PCBs). I. Effect on chloride and osmotic concentrations and chloride- and water-exchange kinetics. Mar. Biol., 38: 343–355.

Rogers, I.H., et K.J. Hall. 1987. Chlorophenols and chlorinated hydrocarbons in starry flounder (*Platichthys stellatus*) and contaminants in estuarine sediments near a large municipal outfall. Water Pollut. Res. J. Can., 22: 197–210.

Rubinstein, N.I., W.T. Gilliam, et N.R. Gregory. 1984. Dietary accumulation of PCBs from a contaminated sediment source by a demersal fish (*Leiostomus xanthurus*). Aquat. Toxicol., 5: 331–342.

Safe, S., M. Mullin, L. Safe, C. Pochini, S. McCrindle, et M. Romkes. 1983. High resolution PCB analysis. *Dans* Physical Behaviour of PCBs in the Great Lakes, éd. D. Mackay, S. Paterson, S.J. Eisenreich, et M.S. Simmons. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publ.

Safe, S., L. Safe, et M. Mullin. 1987. Polychlorinated biphenyls: Environmental occurrence and analysis. *Dans* Polychlorinated Biphenyl (PCBs): Mammalian and Environmental Toxicology, éd. S. Safe. Berlin: Springer-Verlag.

Sanborn, J.R., W.F. Childers, et R.L. Metcalf. 1975. Uptake of three polychlorinated biphenyls, DDT, and DDE by the green sunfish, *Lepomis cyanellus* Raf. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 13: 209–217.

Sayler, G.S., R. Thomas, et R.R. Colwell. 1978. Polychlorinated biphenyl (PCB) degrading bacteria and PCB in estuarine and marine environments. Estuarine Coastal Mar. Sci., 6: 553–567.

Schimmel, S.C., D.J. Hansen, et J. Forester. 1974. Effects of Aroclor 1254 on laboratory-reared embryos and fry of sheepshead minnows (*Cyprinodon variegatus*). Trans. Am. Fish. Soc., 3: 582–586.

Schoor, W.P. 1975. Problems associated with low-solubility characteristics of Aroclor 1254 in water. Water Res., 9: 937–944.

Schwartz, T.R., D.L. Stalling, et C.L. Rice. 1987. Are polychlorinated biphenyl residues adequately described by Aroclor mixture equivalents? Isomer-specific principal components analysis of such residues in fish and turtles. Environ. Sci. Technol., 21: 72–76.

Scura, E.D., et V.E. McClure. 1975. Chlorinated hydrocarbons in sea-water: Analytical method and levels in the northeastern Pacific. Mar. Chem., 3: 337–346.

Segar, D.A., et P.G. Davis. 1984. Contamination of populated estuaries and adjacent coastal ocean—a global review. National Oceanographic and Atmospheric Agency Technical Memorandum NOS OMA 11, Rockville, Md.

Shaw, G.R., et D.W. Connell. 1980. Polychlorinated biphenyls in the Brisbane River estuary, Australia. Mar. Pollut. Bull., 11: 356–358.

Shaw, G.R., et D.W. Connell. 1984. Physicochemical properties controlling polychlorinated biphenyl (PCB) concentrations in aquatic organisms. Environ. Sci. Technol., 18: 18–23.

Shaw, G.R., et D.W. Connell. 1986. Factors controlling

bioaccumulation of PCBs. *Dans* PCBs and the Environment, Vol. 1, éd. J.S. Waid. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.

Shaw, G.R., et D.W. Connell. 1987. Comparative kinetics for bioaccumulation of polychlorinated biphenyls by the polychaete (*Capitella capitata*) and fish (*Mugil cephalus*). Ecotoxicol. Environ. Saf., 13: 84–91.

Sodergren, A. 1984. Transfer of PCB (pentachlorobiphenyl) in a simulated aquatic food chain. Ecol. Bull. (Stockholm), 36: 31–34.

Solbakken, J.E., S. Tilseth, et K.H. Palmork. 1984. Uptake and elimination of aromatic hydrocarbons and a chlorinated biphenyl in eggs and larvae of cod *Gadus morhua*. Mar. Ecol. Prog. Ser., 16: 297–301.

Stalling, D.L., et F.L. Mayer. 1972. Toxicities of PCBs to fish and environmental residues. Environ. Health Perspect., 1: 159–164.

Stout, V.F. 1980. Organochlorine residues in fishes from the northwest Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. Fish. Bull., 78: 51–58.

Stout, V.F. 1986. What is happening to PCBs? *Dans* PCBs and the Environment, Vol. 1, éd. J.S. Waid. Boca Raton, Fla.: CRC Press Inc.

Stout, V.F., et F.L. Beezhold. 1981. Chlorinated hydrocarbon levels in fishes and shellfishes of the northeastern Pacific Ocean, including the Hawaiian islands. Mar. Fish. Rev., 43: 1–12.

Strachan, W.M.J. 1988. Devenir et effets des BPC dans l'environnement canadien. Séries de la protection de l'environnement, rapport SPE 4/HA/2, Environnement Canada.

Subramanian, A., S. Tanabe, H. Hidaka, et R. Tatsukawa. 1986. Bioaccumulation of organochlorines (PCBs and p,p'-DDE) in Antarctic adelie penguins *Pygoscelis adeliae* collected during a breeding season. Environ. Pollut. (Ser. A), 40: 173–189.

Tanabe, S. 1988. PCB problems in the future: Foresight from current knowledge. Environ. Pollut., 50: 5–28.

Tanabe, S., H. Hadaka, et R. Tatsukawa. 1983. PCBs and chlorinated hydrocarbon pesticides in Antarctic atmosphere and hydrosphere. Chemosphere, 12: 277–288.

Tanabe, S., H. Tanaka, et R. Tatsukawa. 1984. Polychlorobiphenyls, DDT, and hexachlorocyclohexane isomers in the western north Pacific ecosystems. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 13: 731–738.

Tanabe, S., S. Watanabe, H. Kan, et R. Tatsukawa. 1988. Capacity and mode of PCB metabolism in small cetaceans. Mar. Mamm. Sci., 4: 103–124.

Taylor, D. 1986. Separating the wheat from the chaff—the selection of appropriate toxicological data from the world literature. *Dans* Toxic Hazard Assessment of Chemicals, éd. M. Richardson. The Royal Society of Chemistry, Londres.

Thomann, R.V. 1981. Equilibrium model of fate of microcontaminants in diverse aquatic food chains. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 38: 280–296.

U.S. EPA (Environmental Protection Agency). 1980. Ambient water quality criteria for polychlorinated biphenyls. EPA 440/50-80-068.

Veith, G.D., et P. Kosian. 1983. Estimating bioconcentration potential from octanol/water partition coefficients. *Dans* Physical behaviour of PCBs in the Great Lakes, éd. D. MacKay, S. Paterson, S.J. Eisenreich, et M.S. Simmons. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publ.

Vernberg, F.J., M.S. Guram, et A. Savory. 1977. Survival of larval and adult fiddler crabs exposed to Aroclor 1016 and 1254 and different temperature–salinity combinations. *Dans* Physiological Responses of Marine Biota to Pollutants, éd. F.J. Vernberg, A. Calabrese, F.P. Thurberg, et W.B. Vernberg. New York, N.Y.: Academic Press.

Vreeland, V. 1974. Uptake of chlorobiphenyls by oysters. Environ. Pollut., 6: 135–140.

Ware, P.M., et R.F. Addison. 1973. PCB residues in plankton from the Gulf of St. Lawrence. Nature (Londres), 246: 519–521.

Weaver, G. 1984. PCB contamination in and around New Bedford, Mass. Environ. Sci. Technol., 18: 22A–27A.

Weis, P., et J.S. Weis. 1982. Toxicity of the PCBs Aroclor 1254 and 1242 to embryos and larvae of the mummichog, *Fundulus heteroclitus*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 28: 298–304.

West, R.J., et P.G. Hatcher. 1980. Polychlorinated biphenyls in sewage sludge and sediments of the New York Bight. Mar. Pollut. Bull., 11: 126–129.

Wiese, C.S., et D.A. Griffin. 1978. The solubility of Aroclor 1254 in seawater. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 19: 403-411.

Wildish, D.J. 1972. Polychlorinated biphenyls (PCB) in sea water and their effect on reproduction of *Gammarus oceanicus*. Bull. Enviorn. Contam. Toxicol., 7: 182–187.

Williams, R., et A.V. Holden. 1973. Organochlorine residues from plankton. Mar. Pollut. Bull., 4: 109–111.

Wood, L.W., G.-Y. Rhee, B. Bush, et E. Barnard. 1987. Sediment desorption of PCB congeners and their bio-uptake by Dipteran larvae. Water Res., 21: 875–884.

Young, D.R., et T.C. Heesen. 1978. DDT, PCB and chlorinated benzenes in the marine ecosystem off southern California. *Dans* Water Chlorination. Environmental Impact and Health Effects, Vol. 2, éd. R.L. Jolley, H. Gorchev and D.H. Hamilton. Ann Arbor, Mich.: Ann Arbor Science Publ.

Zitko, V. 1970. Polychlorinated biphenyls (PCBs) solubilized in water by nonionic surfactants for studies of toxicity to aquatic organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 5: 279–285.

Annexe A

Recherche bibliographique

Annexe A

Recherche bibliographique

Nous avons effectué une recherche bibliographique dans les bases de données suivantes afin de trouver toute référence traitant du devenir et du comportement des PCB dans l'environnement, et de leurs effets sur le biote marin :

1. Water Resources Abstracts
2. Enviroline
3. Pollution Abstracts
4. Geological Reference File (Georef)
5. Microlog
6. Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA)
7. Biosis (BA79)
8. Biosis (BA86)
9. Canadian Water Resources References (Aquaref)
10. National Technical Information Service (NTIS)

Dans la mesure du possible, nous avons limité notre recherche bibliographique aux études publiées après 1983. Nous avons trouvé les études d'avant 1983 en consultant les publications de synthèse.

Annexe B

Système de numérotation de l'UICPA pour les composés de PCB

Tableau B-1. Système de numérotation de l'UICPA pour les composés du PCB

Numéro	Structure	Numéro	Structure	Numéro	Structure	Numéro	Structure
		54	2,2',6,6'	106	2,3,3',4,5	158	2,3,3',4,4',6
1	2	55	2,3,3',4	107	2,3,3',4',5	159	2,3,3',4,5,5'
2	3	56	2,3,3',4'	108	2,3,3',4,5'	160	2,3,3',4,5,6
3	4	57	2,3,3',5	109	2,3,3',4,6	161	2,3,3',4,5',6
		58	2,3,3',5'	110	2,3,3',4',6	162	2,3,3',4',5,5'
4	2,2'	59	2,3,3',6	111	2,3,3',5,5'	163	2,3,3',4',5,6
5	2,3	60	2,3,4,4'	112	2,3,3',5,6	164	2,3,3',4',5',6
6	2,3'	61	2,3,4,5	113	2,3,3',5',6	165	2,3,3',5,5',6
7	2,4	62	2,3,4,6	114	2,3,4,4',5	166	2,3,4,4',5,6
8	2,4'	63	2,3,4',5	115	2,3,4,4',6	167	2,3',4,4',5,5'
9	2,5	64	2,3,4',6	116	2,3,4,5,6	168	2,3',4,4',5',6
10	2,5'	65	2,3,5,6	117	2,3,4',5,6	169	3,3',4,4',5,5'
11	3,3'	66	2,3',4,4'	118	2,3',4,4',5		
12	3,4	67	2,3',4,5	119	2,3',4,4',6	170	2,2',3,3',4,4',5
13	3,4'	68	2,3',4,5'	120	2,3',4,5,5'	171	2,2',3,3',4,4',6
14	3,5	69	2,3',4,6	121	2,3',4,5',6	172	2,2',3,3',4,4',5'
15	4,4'	70	2,3',4',5	122	2',3,3',4,5	173	2,2',3,3',4,5,6
		71	2,3',4',6	123	2',3,4,4',5	174	2,2',3,3',4,5,6'
16	2,2',3	72	2,3',5,5'	124	2',3,4,5,5'	175	2,2',3,3',4,5',6
17	2,2',4	73	2,3',5',6	125	2',3,4,5,6'	176	2,2',3,3',4,6,6'
18	2,2',5	74	2,4,4',5	126	3,3',4,4',5	177	2,2',3,3',4',5,6
19	2,2',6	75	2,4,4',6	127	3,3',4,5,5'	178	2,2',3,3',5,5',6
20	2,3,3'	76	2',3,4,5			179	2,2',3,3',5,6,6'
21	2,3,4	77	3,3',4,4'	128	2,2',3,3',4,4'	180	2,2',3,4,4',5,5'
22	2,3,4'	78	3,3',4,5	129	2,2',3,3',4,5	181	2,2',3,4,4',5,6
23	2,3,5	79	3,3',4,5'	130	2,2',3,3',4,5'	182	2,2',3,4,4',5,6'
24	2,3,6	80	3,3',5,5'	131	2,2',3,3',4,6	183	2,2',3,4,4',5',6
25	2,3',4	81	3,4,4',5	132	2,2',3,3',4,6'	184	2,2',3,4,4',6,6'
26	2,3',5			133	2,2',3,3',5,5'	185	2,2',3,4,5,5',6
27	2,3',6	82	2,2',3,3',4	134	2,2',3,3',5,6	186	2,2',3,4,5,6,6'
28	2,4,4'	83	2,2',3,3',5	135	2,2',3,3',5,6'	187	2,2',3,4',5,5',6
29	2,4,5	84	2,2',3,3',6	136	2,2',3,3',6,6'	188	2,2',3,4',5,6,6'
30	2,4,6	85	2,2',3,4,4'	137	2,2',3,4,4',5	189	2,3,3',4,4',5,5'
31	2,4',5	86	2,2',3,4,5	138	2,2',3,4,4',5'	190	2,3,3',4,4',5,6
32	2,4',6	87	2,2',3,4,5'	139	2,2',3,4,4',6	191	2,3,3',4,4',5',6
33	2',3,4	88	2,2',3,4,6	140	2,2',3,4,4',6'	192	2,3,3',4,5,5',6
34	2',3,5	89	2,2',3,4,6'	141	2,2',3,4,5,5'	193	2,3,3',4',5,5',6
35	3,3',4	90	2,2',3,4',5	142	2,2',3,4,5,6		
36	3,3',5	91	2,2',3,4',6	143	2,2',3,4,5,6'	194	2,2',3,3',4,4',5,5'
37	3,4,4'	92	2,2',3,5,5'	144	2,2',3,4,5',6	195	2,2',3,3',4,4',5,6
38	3,4,5	93	2,2',3,5,6	145	2,2',3,4,6,6'	196	2,2',3,3',4,4',5',6
39	3,4',5	94	2,2',3,5,6'	146	2,2',3,4',5,5'	197	2,2',3,3',4,4',6,6'
		95	2,2',3,5',6	147	2,2',3,4',5,6	198	2,2',3,3',4,5,5',6
40	2,2',3,3'	96	2,2',3,6,6'	148	2,2',3,4',5,6'	199	2,2',3,3',4,5,6,6'
41	2,2',3,4	97	2,2',3',4,5	149	2,2',3,4',5',6	200	2,2',3,3',4,5',6,6'
42	2,2',3,4'	98	2,2',3',4,6	150	2,2',3,4',6,6'	201	2,2',3,3',4',5,5',6
43	2,2',3,5	99	2,2',4,4',5	151	2,2',3,5,5',6	202	2,2',3,3',5,5',6,6'
44	2,2',3,5'	100	2,2',4,4',6	152	2,2',3,5,6,6'	203	2,2',3,4,4',5,5',6
45	2,2',3,6	101	2,2',4,5,5'	153	2,2',4,4',5,5'	204	2,2',3,4,4',5,6,6'
46	2,2',3,6'	102	2,2',4,5,6'	154	2,2',4,4',5,6'	205	2,3,3',4,4',5,5',6
47	2,2',4,4'	103	2,2',4,5',6	155	2,2',4,4',6,6'		
48	2,2',4,5	104	2,2',4,6,6'	156	2,3,3',4,4',5	206	2,2',3,3',4,4',5,5',6
49	2,2',4,5'	105	2,3,3',4,4'	157	2,3,3',4,4',5'	207	2,2',3,3',4,4',5,6,6'
50	2,2',4,6					208	2,2',3,3',4,5,5',6,6'
51	2,2',4,6'						
52	2,2',5,5'					209	2,2',3,3',4,4',5,5',6,6'
53	2,2',5,6'						

Source: Ballschmiter et Zell, 1980.

Annexe C

Concentrations de PCB

Tableau C-1. Concentrations de PCB dans les eaux marines, dans le monde

Région	Endroit	Plage ($ng \cdot L^{-1}$)	Référence
Eau de mer	Atlantique Nord	< 1–150	Harvey et coll., 1973
	Atlantique Nord	0,4–41	Harvey et coll., 1973
	Mer des Sargasses	0,9–3,6	Bidleman et Olney, 1974
	Pacifique du Nord-Ouest	0,04–0,6	Tanabe et coll., 1984
	Méditerranée	0,2–8,6	Elder et Villeneuve, 1977
	Atlantique, au nord de 30 °N.	0,4–7,1	Harvey et Steinhauer, 1976
	Atlantique 30 °N. à 37 °N.	4,0–8,0	Harvey et Steinhauer, 1976
	Mer Baltique	0,3–140	Ehrhardt, 1981
	Golfe du Mexique	0,8–4,1	Nisbet, 1976
Côte	Californie du Sud	2,3–36	Scura et McClure, 1975
	Nord-Ouest de la Méditerranée	1,5–38	Elder et coll., 1976
	Côte atlantique (É.-U.)	10–700	Sayler et coll., 1978
	Côte baltique	0,1–28	Ehrhardt, 1981
	Côte hollandaise	0,7–8	Duinker et Hillebrand, 1979
	Côte japonaise	600–900	FAO, 1976
	Détroit de Puget (É.-U.)	3,0–22	Pavlou et Dexter, 1979
Estuaire	Rhin-Meuse, Hollande	10–200	Duinker et Hillebrand, 1979
	Brisbane, Australie	ND–9,0	Shaw et Connell, 1980
	Rivière Hudson (É.-U.)	< 100–$2,8 \times 10^6$	Nisbet, 1976
	Baie d'Escambia (É.-U.)	120	Duke et coll., 1970

ND = non détecté

Tableau C-2. Concentrations de PCB dans les sédiments marins, dans le monde

Région	Endroit	Plage ($\mu g \cdot g^{-1}$)	Référence
Eau de mer	Méditerranée	0,0008–0,009	Elder et coll., 1976
	Golfe du Mexique	<0,0002–0,035	Nisbet, 1976
	Atlantique Nord	0,0003–0,044	Boehm, 1983
Côte	Au large de		
	l'État de New York (É.-U.)	0,0005–2,2	West et Hatcher, 1980
	Baie de Massachusetts (É.-U.)	0,001–0,03	Boehm, 1983
	Côte japonaise	0,01–390	FAO, 1976
	Détroit de Puget (É.-U.)	0,008–0,64	Pavlou et Dexter, 1979
	Californie du Sud (É.-U.)	10,9	Young et Heesen, 1978
	Baie de San Pablo (É.-U.)	0,006–0,017	Phillips et Spies, 1988
	Baie de San Francisco (É.-U.)	0,03–0,05	Bopp et coll., 1981
Estuaire	Rhin-Meuse, Hollande	0,05–1	Duinker et Hillebrand, 1979
	Brisbane, Australie	ND–0,058	Shaw et Connell, 1980
	Baie de Chesapeake (É.-U.)	0,004–0,4	Colwell et Sayler, 1977
	Rivière Hudson (É.-U.)	6,6–6700	Nadeau et Davis, 1976
	Baie d'Escambia (É.-U.)	ND–486	Nisbet, 1976
	Port de New Bedford (É.-U.)	< 190 000	Segar et Davis, 1984

ND = non détecté

Tableau C-3. Concentrations résiduelles de PCB dans le biote marin (spécimens entiers, poids à l'état frais), dans le monde

Région	Endroit	Biote	Plage ($\mu g \cdot g^{-1}$)	Référence
Eau de mer	Pacifique, Nord-Ouest	Plancton	1,8	Tanabe et coll., 1984
	Atlantique, Écosse	Plancton	0,01–0,12	Williams et Holden, 1973
	Atlantique, Golfe du Mexique	Badèches	ND–0,13	Stout, 1980
	Atlantique, Golfe du Mexique	Mérous	ND–0,06	Stout, 1980
	Atlantique, Golfe du Mexique	Vivaneaux	ND–0,46	Stout, 1980
	Atlantique, Golfe du mexique	Maquereaux	0,034–1,78	Stout, 1980
	Antarctique	Manchots	0,02–0,1	Subramanian et coll., 1986
	Pacifique, Nord-Ouest	Dauphins	2,8–4,1	Tanabe et coll., 1984
Côte	Côte écossaise	Plancton	0,01–0,92	Williams et Holden, 1973
	Détroit de Puget (É.-U.)	Plancton	0,2	Stout et Beezhold, 1981
	Washington (É.-U.)	Moules	0,09–0,12	Stout et Beezhold, 1981
	Washington (É.-U.)	Concombres de mer	0,05	Stout et Beezhold, 1981
	Détroit de Puget (É.-U.)	Crevettes	0,17–0,43	Stout et Beezhold, 1981
	Californie du Sud	Moules	0,01–0,52	Young et Heesen, 1978
	Côte ouest (É.-U.)	Perches	0,19–0,99	Stout et Beezhold, 1981
	Côte ouest (É.-U.)	Bocaccios	0,14–0,16	Stout et Beezhold, 1981
	Côte ouest (É.-U.)	Maquereaux	0,08–0,92	Stout et Beezhold, 1981
	Côte ouest (É.-U.)	Saumons	0,04–0,24	Stout et Beezhold, 1981
	Détroit de Puget (É.-U.)	Soles	1,71	Stout et Beezhold, 1981
	Californie du Sud	Soles	0,74–2,1	Young et Heesen, 1978
	Baltique	Phoques	12–4500	Olsson, 1987
Estuaire	Estuaire de Clyde, Écosse	Plancton	0,08–2,2	Williams et Holden, 1973
	Port de New Bedford (É.-U.)	Homards	2,9–21,7	O'Connor et Huggett, 1988
	Baie de Chesapeake (É.-U.)	Crustacés	ND–0,07	Eisenberg et coll., 1980
	Estuaire de la Weser, All.	Vers	0,051–0,091	Goerke et coll., 1979
	Estuaire de la Weser, All.	Crevettes	0,056–0,064	Goerke et coll., 1979
	Estuaire de la Weser, All.	Palourdes	0,023–0,059	Goerke et coll., 1979
	Estuaire de la Weser, All.	Moules	0,007–0,017	Goerke et coll., 1979
	Estuaire de la Weser, All.	Soles	0,155–0,281	Goerke et coll., 1979
	Port de New Bedford (É.-U.)	Poissons	ND–700	Weaver, 1984
	Baie de Chesapeake (É.-U.)	Poissons	ND–0,98	Eisenberg et coll., 1980

ND = non détecté

Tableau C-4. Concentrations de PCB dans les eaux marines canadiennes

Région	Endroit	Plage ($ng \cdot L^{-1}$)	Référence
Côte	Atlantique	0,015	Strachan, 1988
	Pacifique	ND	Strachan, 1988
Estuaire	Saint-Laurent	10,3–22,0	Germain et Langois, 1988

ND = non détecté

Tableau C-5. Concentrations de PCB dans les sédiments marins au Canada

Région	Endroit	Plage ($\mu g \cdot g^{-1}$)	Référence
Côte	Atlantique (Terre-Neuve)	0,25	Strachan, 1988
	Baie des Chaleurs (N.-B.)	0,001–0,022	Matheson et Bradshaw, 1985
	Vancouver (C.-B.) (dépotoir en haute mer)	1,05	Garrett, 1980
Estuaire	Fleuve Fraser (C.-B.)	ND–0,21	Garrett, 1980

ND = non détecté

Tableau C-6. Concentrations de PCB (spécimens entiers, poids sec) dans le biote marin canadien

Région	Endroit	Biote	Plage ($\mu g \cdot g^{-1}$)	Référence
Côte	Saint-Laurent	Plancton	1,39	Ware et Addison, 1973
	Baie des Chaleurs (N.-B.)	Bivalves	0,008–0,78	Matheson et Bradshaw, 1985
	Saint-Laurent	Anguilles	ND–3,85	Desjardins et coll., 1983
	Baie des Chaleurs (N.-B.)	Poissons	0,02	Strachan, 1988
	Arctique	Ombles	ND–0,03	Muir, 1985
	Baie de Fundy (N.-É.)	Puffins	17–73	Gaskin et coll., 1978
	Arctique à l'Atlantique	Oies	0,04–0,31	Longcore et coll., 1983
	Côte du Labrador	Fulmars	3,05–19,2	Noble et Elliott, 1986
	Côte de Terre-Neuve	Macareux	0,35–0,46	Noble et Elliott, 1986
	Baie de Fundy (N.-É.)	Macareux	3,97–7,05	Noble et Elliott, 1986
	Île de la Reine-Charlotte	Pétrels	3,51–4,83	Noble et Elliott, 1986
	Île de la Reine-Charlotte	Marmettes	1,04	Noble et Elliott, 1986
	Île de la Reine-Charlotte	Alques	0,52–1,40	Noble et Elliott, 1986
	Île de la Reine-Charlotte	Petits pingouins	0,77–3,61	Noble et Elliott, 1986
	Côte de la C.-B.	Petits pingouins	0,28–0,52	Noble et Elliott, 1986
	Côte de Terre-Neuve	Dauphins	9,62–87,0	Muir et coll., 1988
	Côte de Terre-Neuve	Baleines	0,52–14,7	Muir et coll., 1988
	Baie de Fundy (N.-É.)	Marsouins	67,5	Muir et coll., 1988
Estuaire	Saint-Laurent	Crustacés	ND–1,6	Couillard, 1982
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Crabe	ND–2,1	Garrett, 1980
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Palourdes	ND–0,08	Garrett, 1980
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Huîtres	0,32	Garrett, 1980
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Crevettes	0,30	Garrett, 1980
	Saint-Laurent	Poissons	ND–13,0	Couillard, 1982
	Saint-Laurent	Anguilles	ND–16,6	Desjardins et coll., 1983
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Plies	ND–0,65	Garrett, 1980
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Saumons	ND–0,09	Garrett, 1980
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Truites	ND–0,75	Garrett, 1980
	Fleuve Fraser (C.-B.)	Soles	0,21	Garrett, 1980
	Saint-Laurent	Bélugas	136,8	Muir et coll., 1988

ND = non détecté

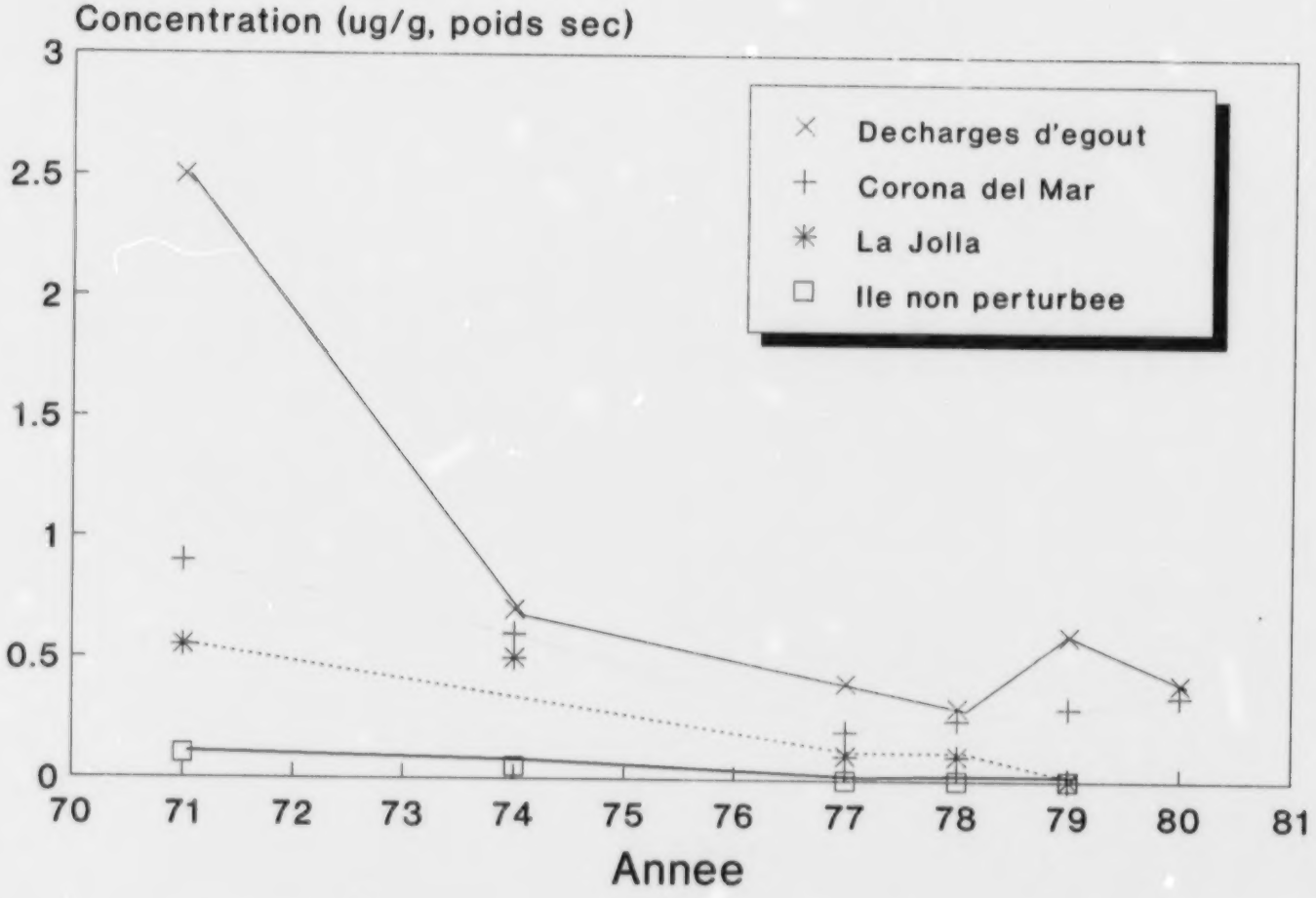


Figure C-1. Concentrations de PCB dans les moules *(Mytilus californianus)* à la sortie des égouts du comté de Los Angeles, près de deux villes côtières, et près d'une île primitive au large de la côte de la Californie du Sud (données tirées de Stout, 1986).

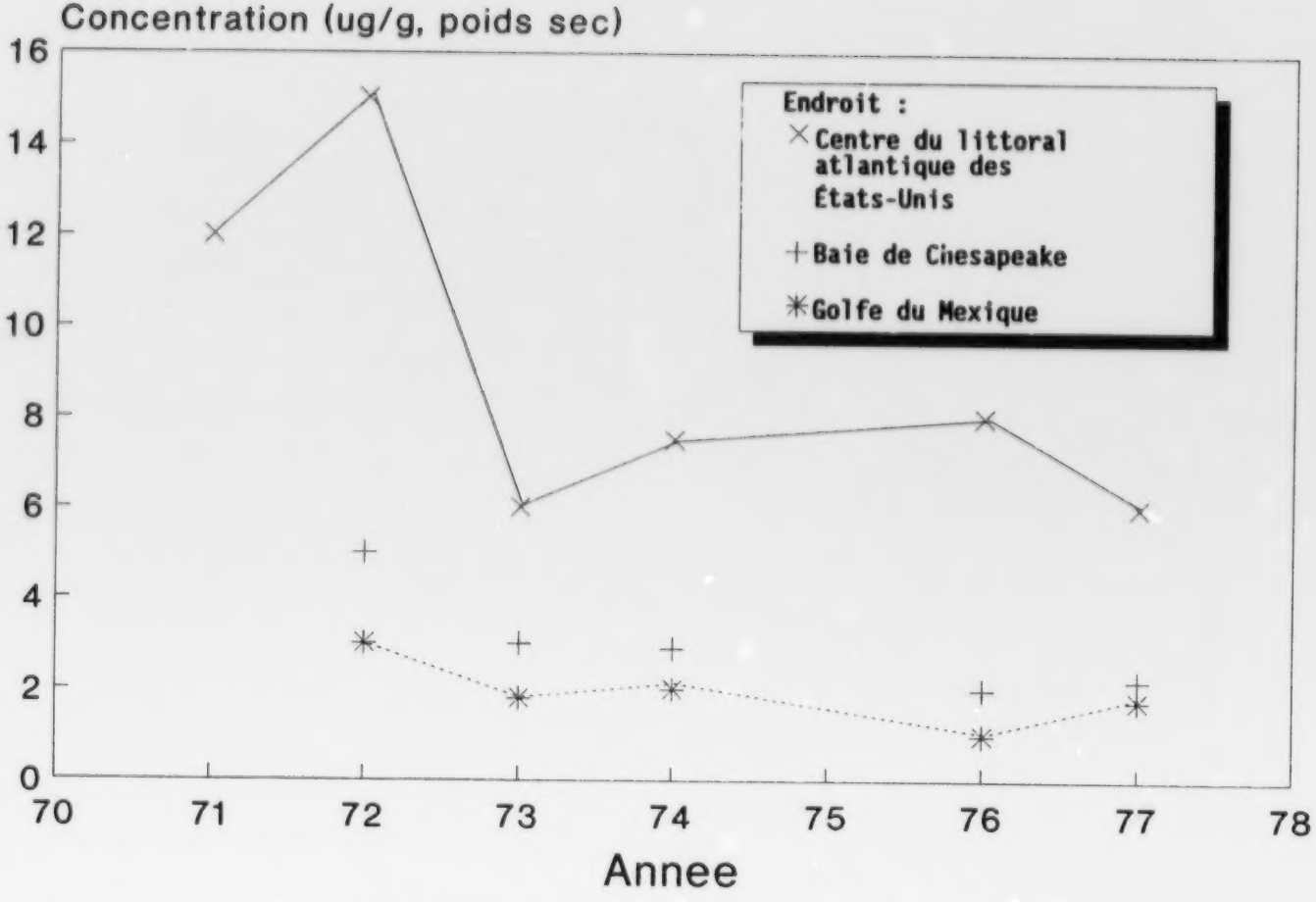


Figure C-2. Concentrations de PCB dans l'huile de l'alose *(Brevoortia tyrannus et B. patronus)* dans trois zones de pêches (données tirées de Stout, 1986).

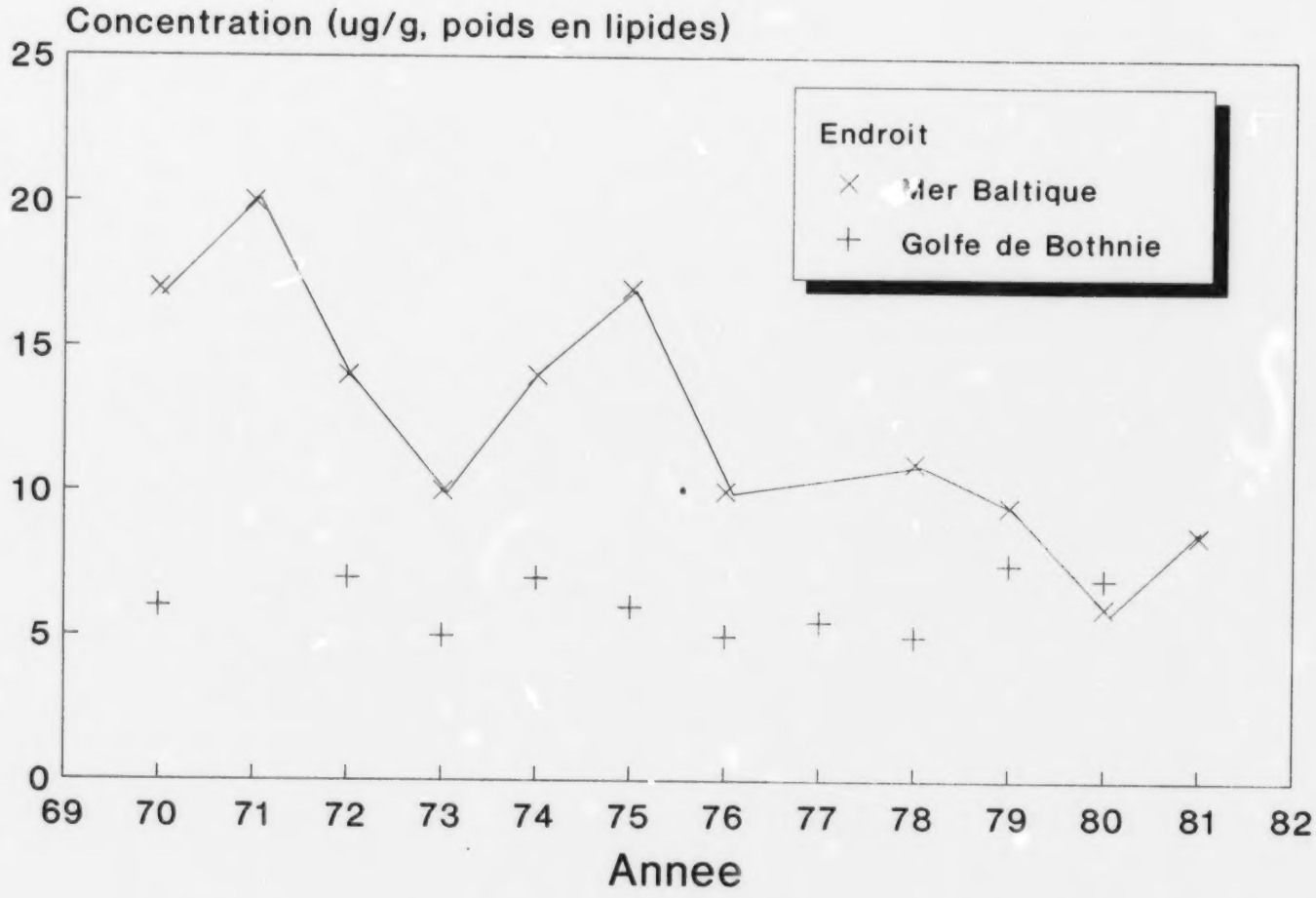


Figure C-3. Concentrations de PCB dans les muscles de harengs recueillis dans le sud de la Baltique et dans le golfe de Bothnie (donnés tirées d'Olsson, 1987).

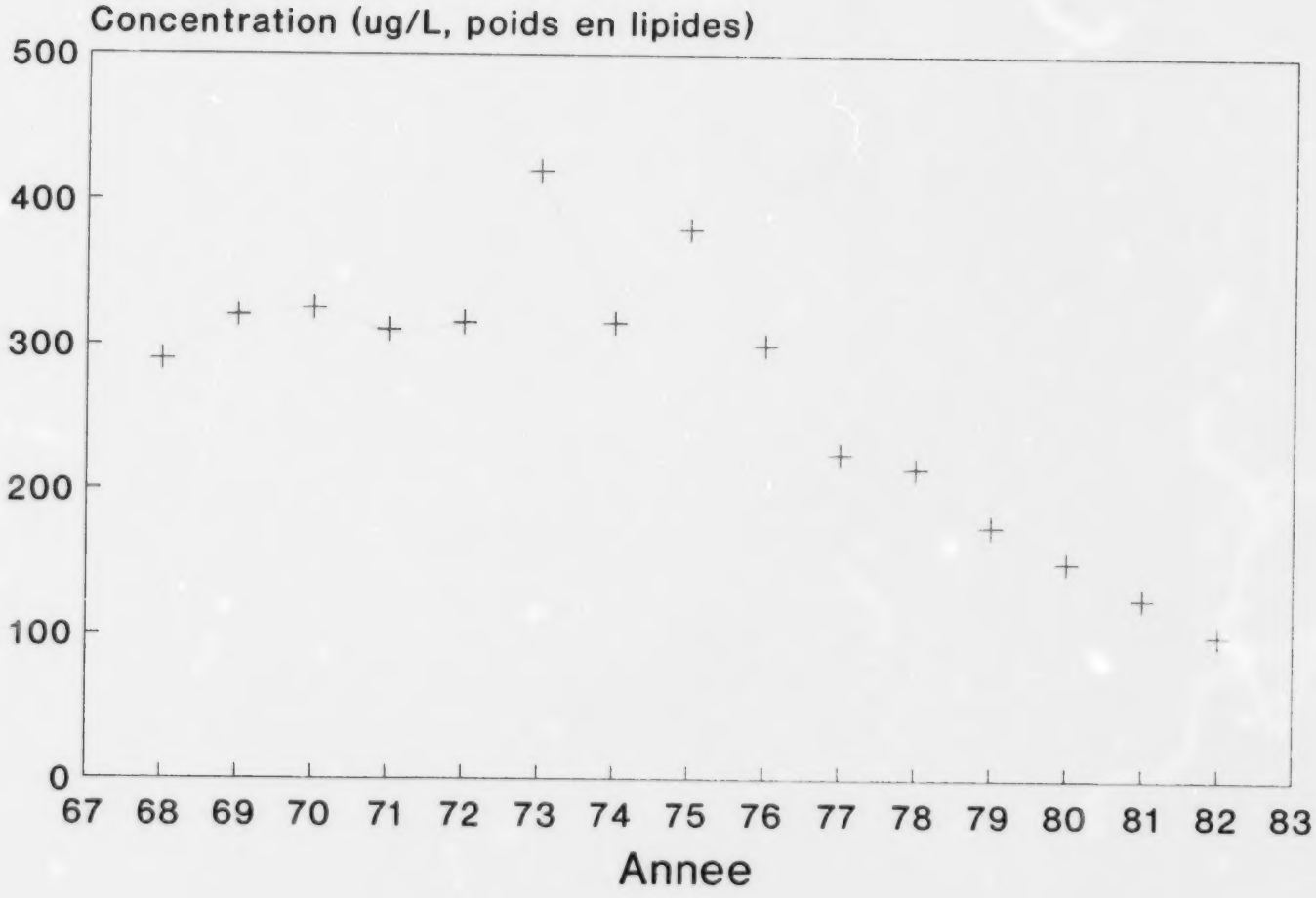


Figure C-4. Concentrations de PCB dans les oeufs de guillemot recueillis au centre de la Baltique (données tirées d'Olsson, 1987).

Annexe D

Facteurs de bioaccumulation (FBA) des PCB dans le biote marin, à partir de la masse d'eau

Tableau D-1. Facteurs de bioaccumulation (FBA) des PCB dans le biote marin, à partir de la masse d'eau

Organisme	Aroclor/congénère	FAB	Concentration initiale	Durée	Référence
Plancton					
Cylindrotheca closterium	1254	1100	100 µg·L^{-1}	14 j	Keil et coll., 1971
Guinardia flaccida	2,4,5,2',5'-CB	460 000	NI	64 h	Harding et Phillips, 1978
Lithodesmium undulatum	2,4,5,2',5'-CB	360 000	NI	64 h	Harding et Phillips, 1978
Ditylum brightwellii	2,4,5,2',5'-CB	870 000	NI	64 h	Harding et Phillips, 1978
Lauderia borealis	2,4,5,2',5'-CB	1 400 000	NI	64 h	Harding et Phillips, 1978
Invertébrés					
Penaeus duorarum	1254	200 000	2,5 µg·L^{-1}	22 j	Nimmo et coll., 1971
Palaemonetes pugio	1254	5250–26 500	0,04–0,6 µg·L^{-1}	35 j	Nimmo et coll., 1974
Crassostrea virginica	1254	85 000–101 000	1,0–5,0 µg·L^{-1}	24–32 semaines	Parrish et coll., 1972
Crassostrea virginica	Di-CB	1200	NI	65 j	Vreeland, 1974
	Tri-CB	6200	NI	65 j	
	Tétra-CB	7400-11 000	NI	65 j	
	Penta-CB	27 000	NI	65 j	
	Hexa-CB	48 000	NI	65 j	
Nereis diversicolor	Phénoclor DP-5	800	0,6 µg·L^{-1}	14 j	Fowler et coll., 1978
Larves diptères	Mono-CB	1765–3319	9,0 ng·L^{-1}*	117 h	Wood et coll., 1987
	Di-CB	2458–8233	0,2–1,9 ng·L^{-1}	117 h	
	Tri-CB	4385–9732	0,04–0,7 ng·L^{-1}	117 h	
	Tétra-CB	3969–7226	0,03–0,3 ng·L^{-1}	117 h	
	Penta-CB	1514–4555	0,03–0,4 ng·L^{-1}	117 h	
	Hexa-CB	2232–4124	0,03–0,4 ng·L^{-1}	117 h	
	Hepta-CB	2965–4729	0,02–0,2 ng·L^{-1}	117 h	
	Octa-CB	3214–3852	0,03–0,05 ng·L^{-1}	117 h	
Poissons					
Lagodon rhomboides	1016	17 000	1 µg·L^{-1}	56 j	Hansen et coll., 1974
Leiostomus xanthurus	1254	37 000	1 µg·L^{-1}	56 j	Hansen et coll., 1971
Mugil cephalus	1242	8700	2,2 µg·L^{-1}	70 j	Shaw et Connell, 1987
	1254	19 000	1,5 µg·L^{-1}	70 j	
	1260	16 000	1,3 µg·L^{-1}	70 j	
Morone saxatilis (1 an)	1254	34 700–96 000	0,4–0,9 µg·L^{-1}	48 h	Califano et coll., 1982
Solea soles (juvéniles)	Tri-CB	290 000–1 100 000	0,9 pg·L^{-1}	42 j	Bonn et Duinker, 1985
	Tétra-CB	1 100 000–8 400 000	0,04–0,5 pg·L^{-1}	42 j	
	Penta-CB	800 000–30 000 000	0,01–0,2 pg·L^{-1}	42 j	
	Hexa-CB	3 400 000–30 000 000	0,1 pg·L^{-1}	42 j	
	Hepta-CB	3 000 000–44 000 000	0,01–0,1 pg·L^{-1}	42 j	

* Dans cette étude, la concentration initiale et le FBA variaient entre congénères de la même classe.

Tableau D-1. (suite)

Organisme		Aroclor/congénère	FAB	Concentration initiale	Durée	Référence
Cyprinodon variegatus	(alevins)	1254	16 000-32 000	10 $\mu g \cdot L^{-1}$	21 j	Schimmel et coll., 1974
	(adultes)	1254	11 000-32 000	10,0 $\mu g \cdot L^{-1}$	21 j	
C. variegatus	(alevins)	1016	14 400	11 $\mu g \cdot L^{-1}$	28 j	Hansen et coll., 1975
	(juvéniles)	1016	43 100	11 $\mu g \cdot L^{-1}$	28 j	
	(adultes)	1016	30 000	11 $\mu g \cdot L^{-1}$	28 j	
Études terrain						
Krill		Total	400		Terrain	Subramanian et coll., 1986
Poissons		Total	2500		Terrain	Subramanian et coll., 1986
Pygoscelis adeline (manchot)		Total	150 000		Terrain	Subramanian et coll., 1986
Leptonychotes weddelli (phoque)		Total	250 000		Terrain	Subramanian et coll., 1986
Neritina reclivata (ver)		1254	> 7000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Penaeus spp. (crevette)		1254	> 14 400		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Callinectes spidus (crabe)		1254	> 98 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Anchoa mitchilli (anchois)		1254	> 43 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Arius et *Bagre* spp. (poisson-chat)		1254	> 54 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Menidia beryllina (capucette)		1254	> 140 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Bairdiella chrysura (perche)		1254	> 64 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Cynoscion arenarius (truite de mer)		1254	> 21 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Leiostomus xanthurus (tambour)		1254	> 26 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Micropogon undulatus (grondeur atlantique)		1254	> 23 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Trinectes maculatus (sole)		1254	> 19 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975
Trichiurus lepturus (ceinture d'argent)		1254	> 41 000		Terrain	Nimmo et coll., 1975

Annexe E

Études

Tableau E-1. Études de létalité aiguë

Organisme	Clas. de l'essai	Type d'essai	Aroclor/ congénère	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Durée (h)	Effet	Référence
<u>Plancton</u>							
Regroupement naturel	SE	S,N	1242	6,5	24	CE_{20}	Moore et Harriss, 1972
			1254	15	24	CE_{20}	
			2,4'-CB	30	24	CE_{20}	
Dunaliella tertiolecta	SE	S,N	1254	9000	24	CE_{20}	Luard, 1973
Ditylum brightwellii	SE	S,N	1254	10	96	Croissance réduite	Cooper et coll., 1987
				25	96	Mortalité de 100 %	
Thalassiosira pseudonana	SE	S,N	1254	25	96	Croissance réduite	Mosser et coll., 1972
T. pseudonana	SE	S,N	1254	50	48	Photosynthèse réduite	Michaels et coll., 1982
Skeletonema costatum	SE	S,N	1254	10	96	Croissance réduite	Mosser et coll., 1972
D. tertiolecta	SE	S,N	1254	10	72	Pas d'effet	Fisher et Wurster, 1973
T. pseudonana	SE	S,N	1254	10	72	Croissance réduite	Fisher et Wurster, 1973
Rhizosolenia setigera	SE	S,N	1254	1	144	Croissance réduite	Fisher et Wurster, 1973
D. tertiolecta et *T. pseudonana*	IN	S,N	1254	50	72	Différentes espèces dominantes	Biggs et coll., 1979
T. pseudonana (haute mer)	SE	S,N	1254	10	120	Pas d'effet	Fisher et coll., 1973; Fisher, 1977
(estuaire)						Croissance réduite	
Fragilaria pinnata (haute mer)	SE	S,N	1254	10	120	Croissance réduite	Fisher et coll., 1973; Fisher, 1977
(estuaire)						Croissance réduite	

S = essai statique, N = concentrations de PCB non mesurées,
CC = essai en milieu à circulation continue, M = concentrations de PCB mesurées.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
S = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau E-I. (Suite)

Organisme	Clas. de l'essai	Type d'essai	Aroclor/ congénère	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Durée (h)	Effet	Référence
Bellerochea polymorpha							
(haute mer)	SE	S,N	1254	10	120	Croissance très réduite	Fisher et coll., 1973; Fisher, 1977
(estuaire)	SE	S,N	1254			Croissance très réduite	
S. costatum	SE	S,N	1221-1262	1000	144	Pas d'effet	Craigie et Hutzinger, 1975
Thalassiosira fluviatilis	SE	S,N	1221-1262	1000	144	Pas d'effet	Craigie et Hutzinger, 1975
D. tertiolecta	SE	S,N	1221-1262	1000	144	Pas d'effet	Craigie et Hutzinger, 1975
Monochrysis lutheri	SE	S,N	1248	1000	144	Croissance réduite	Craigie et Hutzinger, 1975
Platymonascta sp.	SE	S,N	1221-1262	1000	144	Pas d'effet	Craigie et Hutzinger, 1975
Porphyridium sp.	SE	S,N	1242-1254	1000	144	Croissance réduite	Craigie et Hutzinger, 1975
Ollathodiscus sp.	SE	S,N	1242-1262	1000	144	Croissance réduite (surtout 1248-1260)	Craigie et Hutzinger, 1975
<u>Invertébrés</u>							
Palaemonetes pugio (adulte)	PR	S,M	1254	41	96	CL_{50}	Roesijadi et coll., 1976a
(juvénile)	PR	S,M	1254	7,8	96	CL_{50}	
(larve)	PR	S,M	1254	15,6	96	CL_{50}	
P. pugio (juvénile)	PR	CC,M	1016	12,5	96	CL_{50}	Hansen et coll., 1974
Penaeus aztecus	PR	CC,M	1016	10,5	96	CL_{50}	Hansen et coll., 1974
Crangon septemspinosa	IN	S,M	1242	13,0	96	CL_{50}	McLeese et Metcalfe, 1980
			1254	12,0	96	CL_{50}	
Uca pugilator (adulte)	SE	S,N	1254	100	96	Pas d'effet	Vernberg et coll., 1977
(juvénile)	SE	S,N	1254	10	96	CL_{50}	

Tableau E-1. (Suite)

Organisme	Clas. de l'essai	Type d'essai	Aroclor/ congénère	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Durée (h)	Effet	Référence
Penaeus duorarum (juvéniles)	PR	CC,M	1254	100,0	96	100 % de mortalité	Nimmo et coll., 1971
P. duorarum (juvénile)	SE	CC,N	1254	100	48	100 % de mortalité	Duke et coll., 1970
Crassostrea virginica	SE	CC,N	1254	100	96	Pas de mortalité	Duke et coll., 1970
Poissons							
Fundulus heteroclitus	IN	S,N	1221	16 000	96	CL_{50}	Kinter et coll., 1972
Lagodon rhomboides (juvénile)	SE	CC,N	1254	100	48	Pas de mortalité	Duke et coll., 1970
L. rhomboides (juvénile)	PR	CC,M	1016	56	96	18 % de mortalité	Hansen et coll., 1974
Autres biotes							
Tetrahymena pyriformis	IN	S,N	1254	1	96	Réd. de 8 %–10 % de la densité de population	Nimmo et coll., 1975
T. pyriformis	SE	S,N	1248	1000	96	Réd. de 0 % de la densité de population	Cooley et coll., 1973
			1260	1000	96	Réd. de 13 %–22 % de la densité de population	
Escherichia coli	SE	CC,N	1254	10 000	24	Réd. de 99 % de la densité	Colwell et Sayler, 1977

Tableau E-3. Études de létalité chronique

Organisme	Clas. de l'essai	Type d'essai	Arocloc/ congénère	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Durée (j)	Effet	Référence
<u>Plancton</u>							
Cylindrotheca closterium	SE	S,N	1242	100	14	Réduction de la densité de 83 %	Keil et coll., 1971
<u>Invertébrés</u>							
Gammarus oceanicus	SE	S,N	1254	200	35	CL_{50}	Wildish, 1972
Penaeus duorarum (adulte)	PR	CC,M	1254	3,5	35	CL_{50}	Nimmo et coll., 1971
(juvénile)	PR	CC,M	1254	0,94	15	CL_{50}	
Palaemonetes pugio	SE	CC,N	1254	7,6	7	CL_{50}	Nimmo et coll., 1974
P. pugio (larve)	PR	S,M	1254	15,6	5–6	75 % de mortalité	Roesijadi et coll., 1976a
					11	100 % de mortalité	
P. duorarum (juvénile)	PR	CC,M	1254	0,57	15	30 % de mortalité	Nimmo et coll., 1971
<u>Poissons</u>							
Lagodon rhomboides	PR	CC,M	1016	59	18	CL_{50}	Hansen et coll., 1974
				21	33	CL_{50}	
Leiostomus xanthurus	PR	CC,M	1254	5	38	CL_{50}	Hansen et coll., 1971
Cyprinodon variegatus (adulte)	PR	CC,M	1254	3,5	21	Pas de mortalité	Schimmel et coll., 1974
(juvénile)	PR	CC,M	1254	3,5	21	24 % de mortalité	
(alevins)	PR	CC,M	1254	0,32	21	CL_{50}	
(alevins)	PR	CC,M	1254	0,16	21	38 % de mortalité	
(alevins)	PR	CC,M	1254	0,06	21	Pas de mortalité	
(embryons)	PR	CC,M	1254	0,32	21	CL_{50}	
L. rhomboides (juvénile)	PR	CC,M	1254	5	17	25 % de mortalité	Hansen et coll., 1971

S = essai statique, N = concentrations de PCB non mesurées,
CC = essai en milieu à circulation continue, M = concentrations de PCB mesurées.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provinciales ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
S = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provinciales pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provinciales ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau E-3. Études de sublétalité

Organisme	Clas. de l'essai	Type d'essai	Aroclor/ congénère	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Durée	Effet	Référence
Plancton							
Scenedesmus obtusiusculus	SE	S,N	1242	300	24 h	Absorption de phosphate réduite (21 %)	Larsson et Tillberg, 1975
				1000	24 h	Fréquence respiratoire réduite (25 %)	
Cylindrotheca closterium	SE	S,N	1242	10	14 j	Niveaux d'ARN réduits	Keil et coll., 1971
				100	14 j	Indice de chlorophylle réduit (80 %)	Keil et coll., 1971
Invertébrés							
Arbacia punctulata	SE	CC,N	1254	5000	25 min	Fertilisation réduite (11 %)	Adams et Slaughter-Williams, 1988
			1016	500	25 min	Fertilisation réduite	
			1254	5000	3 j	Gastrulas déformées (41 %)	
			1016	1000	3 j	Gastrulas déformées (53 %)	
Gammarus tigrinus	SE	S,N	1254	25	44 h	Fréquence respiratoire réduite (18 %)	O'Connor et coll., 1985
Palaemonetes pugio (adulte)	SE	S,M	1254	29,4	96 h	Profil des acides aminés modifié	Roesijadi et coll., 1976b
P. pugio (larve)	PR	S,M	1254	3,2	11 j	Développement des larves retardé	Roesijadi et coll., 1976a
Crassostrea virginica	IN	CC,N	1254	1,0	30 s	Pas d'effet	Parrish et coll., 1972
				5,0	30 s	Vitesse de croissance réduite	
C. virginica	PR	CC,M	1016	0,6	96 h	Vitesse de croissance réduite (10 %)	Hansen et coll., 1974
Poissons							
Fundulus heteroclitus	IN	S,N	1221	75 000	24 h	Osmolarité sérique élevée	Kinter et coll., 1972
F. heteroclitus (embryons)	SE	S,N	1242	10 000	7 j	Retard de l'éclosion	Weis et Weis, 1982
			1254	10 000	7 j	Pas d'effet	

S = essai statique,
CC = essai en milieu à circulation continue,
N = concentrations de PCB non mesurées,
M = concentrations de PCB mesurées.

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.
S = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada.
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité de l'eau au Canada.

Tableau E 1. Effets des PCB sur le biote soumis à un stress

Organisme	Type d'essai	Aroclor/ congénère	Concentration ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Durée	Stress	Effet	Référence
<u>Plancton</u>							
Dunaliella tertiolecta	S,N	1254	10	5 j	Température	Pas d'effet	Fisher et Wurster, 1973
Thalassiosira pseudonana	S,N	1254	10	5 j	Température	Vitesse de croissance réduite (76 %)	Fisher et Wurster, 1973
Rhizosolenia setigera	S,N	1254	0,1	8 j	Température	Vitesse de croissance réduite (18 %)	Fisher et Wurster, 1973
Regroupement naturel	CC,N	1254	0,1	6 j	Nutriments	Diversité réduite	Fisher et coll., 1974
D. tertiolecta et *T. pseudonana*	CC,M	1254	0,042	16 j	Nutriments	Changement de l'espèce dominante	Fisher et coll., 1974
<u>Invertébrés</u>							
Palaemonentes pugio (juvénile)	S,M	1254	6,1–7,8	96 h	Salinité	CL_{50} non perturbée par les concentrations diverses de salinité constante	Roesijadi et coll., 1976a
P. pugio (juvénile)	S,N	1254	1,8	96 h	Salinité	Mortalité accrue lorsque la salinité n'est pas constante	Roesijadi et coll., 1976c
Uca pugilator (larve)	S,N	1254	0,1	96 h	Salinité et température	Mortalité accrue	Vernberg et coll., 1977
		1016	0,1	96 h	Salinité et température	Mortalité accrue	
<u>Oiseaux</u>							
Anas platyrhynchos	Ingestion	1254	25–100 mg·kg-1	10 j	Virus de l'hépatite du canard	Résistance moindre à la malaise	Friend et Trainer, 1970

* À moins d'indication contraire.

S = essai statique,
CC = essais en milieu à circulation continue,
N = concentrations de PCB non mesurées,
M = concentrations de PCB mesurées.

Tableau E-5. Études sur l'injection et l'ingestion de PCB

Organisme	Type d'essai	Aroclor/ congénère	Concentration $\mu g \cdot L^{-1}$	Durée	Effet	Référence
Invertébrés						
Nereis virens	Ration	1254	500	4 & 8 sem.	Concentrations élevées de MFO et P-450	Fries et Lee, 1984
Poissons						
Oncorhynchus kisutch	Injection	1254	0,15	-	Mortalité de 6 % dans l'eau salée	Folmar et coll., 1982
Gadus morhua	Ration	1254	1-50	5,5 mois	Mécanismes de biosynthèse perturbés, organes déformés	Freeman et coll., 1982
Chelon labrosus	Ration	Phenoclor DP6	48	30 j	Mécanismes de biosynthèse perturbés	Narbonne et coll., 1988
Oiseaux						
Fratercula arctica	Injection	1254	30-35 mg/ oiseau	3 ans	Pas d'effet	Harris et Osborne, 1981
Larus fuscus	Ration	1254	50-400	8 semaines	Augmentation de la taille de la thyroïde, diminution de la taille du coeur	Jefferies et Parslow, 1972
Uria aalge	Ration	1254	12-25	45 j	Augmentation de la taille de la thyroïde	Jefferies et Parslow, 1976
			400	45 j	Diminution de la taille de la thyroïde	
				du canard	à la maladie	